GUIDE POUR L'ÉTUDE DU SUIVI DES EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE PAR LES MINES DE MÉTAUX

JUIN 2002

Table des matières

Chapitre

1. Introduction....1
2. Plan d'étude....2
3. Caractérisation du site....3
4. Étude des poissons....4
5. Étude de la communauté d'invertébrés benthiques....5
6. Caractérisation de l'effluent et suivi de la qualité de l'eau....6
7. Essais de toxicité sublétale....7
8. Étude des sédiments....8
9. Évaluation et interprétation des données....9
10. Participation du public....10
11. Gestion de l'information....11
12. Méthodes alternatives de suivi biologique....12

103-05591/

Table des matières

1. Introduction 1-1

1.1 Cadre légal 1-1

1.2 Survol du programme 1-3

1.3 Partie 1 : Études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau 1-7
1.3.1 Caractérisation de l'effluent et suivi de la qualité de l'eau 1-7
1.3.2 Essais de toxicité sublétale 1-8
1.3.3 Rapports des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau 1-8

1.4 Partie 2 : Études de suivi biologique 1-9
1.4.1 Plan d'étude 1-9
1.4.2 Étude des poissons 1-11
1.4.3 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques 1-12
1.4.4 Méthodes alternatives de suivi 1-12

1.5 Fréquences du suivi biologique 1-13
1.5.1 Première étude de suivi biologique 1-13
1.5.1.1 Suivi initial 1-13
1.5.1.2 Utilisation des données historiques 1-14
1.5.2 Deuxième étude de suivi biologique et études subséquentes 1-15
1.5.2.1 Études de suivi périodique 1-16
1.5.2.2 Études de suivi ciblé 1-17
1.5.2.3 Études de suivi sur la recherche des causes 1-17
1.5.2.4 Après la recherche des causes 1-18
1.5.3 Réalisation des études de suivi biologique 1-18

1.6 Évaluation et interprétation des données 1-18
1.6.1 Rapports d'interprétation pour les études de suivi biologique 1-20
1.6.2 Rapports d'interprétation de l'étude de suivi sur la recherche des causes . 1-21

1.7 Mines fermées reconnues 1-22

1.8 Mise en œuvre du suivi des effets environnementaux 1-22
1.8.1 Industrie 1-22
1.8.2 Agent d'autorisation 1-22
1.8.3 Comité aviseur technique (CAT) 1-23
1.8.4 Gouvernement fédéral 1-23
1.8.5 Gouvernements provinciaux et territoriaux 1-24

1.9 Références 1-24

Liste des figures

Figure 1-1: Phases et activités du programme d'ESEE 1-6
Figure 1-2: Séquence d'activités et échéancier de présentation du premier plan d'étude et du premier rapport d'interprétation..... 1-15

1. Introduction

Le présent guide fournit de l'information sur les méthodologies recommandées, fondées sur les normes généralement reconnues de bonnes pratiques scientifiques, et les options de réalisation des études du suivi des effets environnementaux (ESEE). Le document a été préparé à partir des recommandations formulées par une série de sous-groupes techniques multi-intervenants (poissons, communauté d'invertébrés benthiques, toxicité, eau et sédiment, participation du public). Il faut noter que ce document est publié dans un format qui peut faire et fera l'objet de mises à jour régulières à mesure que de nouvelles données et des résultats de recherche deviendront disponibles. Pour vérifier si vous disposez des mises à jour les plus récentes du document, consultez notre site Web : www.ec.gc.ca/eem, ou communiquez avec le bureau national de l'ESEE à Environnement Canada (tél. : 819-997-1535; fax : 819-953-0461; courriel : eem-esee@ec.gc.ca).

L'objet du présent chapitre d'introduction est de permettre aux lecteurs de faire le lien entre la terminologie employée dans l'article 7 et l'annexe 5 du REMM et celle du présent guide.

1.1 Cadre légal

L'évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada (AQUAMIN, 1996) a donné lieu à des recommandations visant l'examen et la modification du *Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux* (devenu le *Règlement sur les effluents des mines de métaux*, REMM) et la conception d'un programme national de l'étude du suivi des effets sur l'environnement (ESEE) pour les mines de métaux. L'ESEE est une exigence du REMM en application de la *Loi sur les pêches*. Le REMM exige que toutes les mines de métaux du Canada, visées par ce règlement, réalisent un programme d'ESEE conformément au REMM.

Le REMM prescrit des limites pour les rejets de substances nocives comme l'arsenic, le cuivre, le cyanure total, le plomb, le nickel, le radium-226, le zinc, ainsi que pour le pH de l'effluent et le total des solides en suspension (TSS), et prescrit que l'effluent ne doit pas susciter de létalité aiguë chez la truite arc-en-ciel. Ces limites de rejet ont été établies en tant que normes nationales minimales basées sur la meilleure technologie disponible et économiquement réalisable. Le REMM définit ainsi « l'effluent » : effluent d'eau de mine, effluent d'installations de préparation du minerai, effluent de dépôts de résidus miniers, effluent de bassins de traitement, effluent d'installations de traitement — à l'exclusion de l'effluent d'installations de traitement d'eaux usées —, eaux d'infiltration et eaux de drainage superficiel, qui contiennent une substance nocive.

Étant donné que l'industrie minière canadienne exploite des types très différents de gisements de minerais, utilise une grande variété de procédés d'extraction et de préparation du minerai, et rejette des effluents dans une gamme très diverse de milieux récepteurs (voir le chapitre 3), des limites uniformes visant les effluents ne suffisent pas à assurer une protection adéquate de tous les milieux récepteurs. Ainsi, pour évaluer les effets des effluents miniers sur le milieu aquatique, des ESEE propres au site seront entreprises par toutes les mines assujetties au REMM.
De nombreuses mines canadiennes ont déjà procédé à des études environnementales pour répondre aux priorités gouvernementales, aux nouveaux enjeux environnementaux et à l'amélioration des technologies de traitement du minerai et des effluents (AQUAMIN, 1996). Le programme d'ESEE vise à assurer une uniformité à l'échelle nationale dans l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique, tout en tenant compte des facteurs propres au site. Le présent guide n'a pas valeur légale, mais il a pour objet de fournir des lignes directrices quant aux bonnes pratiques scientifiques recommandées qui permettent de répondre aux exigences de l'ESEE.

Développement du programme d'ESEE

En 1997, Environnement Canada a lancé une consultation multi-intervenants pour définir les exigences du programme d'ESEE et produire un guide détaillé pour le programme de des mines de métaux, à partir des recommandations du document AQUAMIN. Ce processus était dirigé par un groupe de travail multi-intervenants coprésidé par des représentants d'Environnement Canada et de l'Association minière du Canada. Le groupe de travail d'ESEE comptait aussi des représentants d'autres ministères fédéraux, de plusieurs provinces, de l'Administration régionale crie et du Réseau canadien de l'environnement. Pour mener à bien cette tâche, le groupe de travail a créé quatre sous-groupes qui devaient formuler des exigences techniques et un guide dans les secteurs suivants : étude des poissons; étude de la communauté d'invertébrés benthiques; surveillance de l'effluent, de l'eau et des sédiments; et, essais de toxicité sublétale. Chacun de ces sous-groupes représentait aussi les divers intervenants et, comme le groupe de travail, tous les sous-groupes se sont efforcés d'arriver à un consensus sur des points visant à la fois les exigences et le guide.

Pendant la même période, Ressources naturelles Canada lançait une initiative appelée Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impacts en milieu aquatique (ETIMA). L'objectif de l'ETIMA était d'évaluer les technologies de suivi environnemental que pourraient employer l'industrie minière et les organismes de réglementation pour évaluer les impacts des effluents miniers sur le milieu aquatique, et de recommander des méthodes spécifiques ou des groupes de méthodes qui permettraient de caractériser de façon précise les impacts environnementaux dans les eaux réceptrices dans une perspective coût-efficacité. Le programme ETIMA a mené des études de cas détaillées dans plusieurs mines sur l'ensemble du Canada, et a aussi réalisé vingt évaluations techniques détaillées portant sur une série de méthodes de suivi. Les résultats des études de cas et des évaluations techniques, ainsi que les conclusions finales de l'ETIMA (ETIMA, 1999), ont été étudiés de près par le groupe de travail d'ESEE et ses sous-groupes au cours de la formulation des exigences et de la préparation du guide du

programme d'ESEE. Pour avoir des renseignements sur l'ETIMA, consultez le site Web : www.nrcan.gc.ca/mets/aete.

La consultation visant le programme d'ESEE a culminé en 1999 avec un consensus sur les exigences proposées d'ESEE, et la réalisation d'un guide qui décrit les méthodes recommandées pour l'étude des poissons, des tissus de poissons et de la communauté d'invertébrés benthiques, et pour les essais sur l'effluent, l'eau et les sédiments. Les exigences d'ESEE proposées, formulées dans le REMM, se fondent sur ce document consensuel.

1.2 Survol du programme

L'ESEE est une approche scientifique de suivi qui peut aider à déterminer :

- les effets sur les écosystèmes aquatiques des effluents industriels; et
- l'efficacité des mesures de protection de l'environnement.

L'objectif de l'ESEE des mines de métaux est d'évaluer les effets de l'effluent minier sur les poissons, leur habitat et l'utilisation des ressources halieutiques. Cette information peut servir à évaluer l'efficacité du REMM. Un programme d'ESEE uniforme à l'échelle nationale, assorti d'une information sociale et économique, peut servir à évaluer l'efficacité des technologies, des pratiques et des programmes de prévention et de lutte contre la pollution, et indiquer si, à l'échelle locale, régionale ou nationale, il est nécessaire d'accroître cette protection.

Pour répondre à cet objectif, le programme d'ESEE exige que toutes les mines visées par le REMM réalisent des ***études de suivi biologique*** (*annexe 5, partie 2*), c'est-à-dire une étude des poissons (à l'aide d'indicateurs de la santé des populations de poissons et d'analyses des tissus de poissons) et une étude de la communauté d'invertébrés benthiques, et des ***études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau*** (*annexe 5, partie 1*), c'est-à-dire la caractérisation de l'effluent, le suivi de la qualité de l'eau et les essais de toxicité sublétale.

Pour répondre à l'objectif de l'ESEE, les mines sont invitées à chercher l'apport des intervenants, des communautés autochtones, d'autres groupes régionaux intéressés et du public, étant entendu que la conception, la mise en œuvre et l'interprétation de l'ESEE tireront profit de cet apport. Le présent document donne une orientation et fournit des renseignements sur la participation du public au processus d'ESEE (chapitre 10).

L'ESEE suit une approche par étapes dans laquelle les exigences de suivi de chaque phase dépendent des résultats de la phase antérieure. Les ESEE comporteront à la fois des études de suivi biologique et des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau, mais seront assez souples pour prendre en considération des facteurs propres au site ainsi que les résultats d'études menées antérieurement sur le site.

Lorsqu'on trouve plus d'une mine dans un certain périmètre, et que leurs effluents sont rejetés dans le même bassin hydrographique, il est recommandé d'effectuer des ESEE conjointes.
Aux fins de ce programme, on définit ainsi un « effet » (*annexe 5, art. 1*) :

- un « effet sur la population de poissons » signifie une différence statistique entre les mesures de la population de poissons prises dans la zone exposée et celles prises dans la zone de référence;

- un « effet sur les tissus de poissons » signifie des mesures de mercure total dans les tissus de poissons prises dans la zone exposée qui sont supérieures à 0,45 µg/g (poids humide) et qui présentent une différence statistique par rapport aux mesures de mercure total dans les tissus de poissons prises dans la zone de référence;

- un « effet sur la communauté d'invertébrés benthiques » signifie une différence statistique entre les mesures d'une communauté d'invertébrés benthiques prises dans la zone exposée et celles prises dans la zone de référence (p. ex. un plan contrôle-impact) ou une différence statistique entre les mesures prises dans les zones d'échantillonnage de la zone exposée qui indiquent un gradient décroissant de concentration d'effluent (p. ex. un plan par gradients).

Les principes qui guident le programme d'ESEE sont les suivants : le programme doit être scientifiquement défendable, doit assurer une efficacité par rapport au coût, et être assez souple pour répondre aux exigences propres au site, sans toutefois soumettre les équipes de terrain à des conditions d'échantillonnage dangereuses. Le programme est aussi conçu pour permettre d'intégrer des techniques de suivi nouvelles ou améliorées et pour tirer parti des résultats des programmes de recherche pertinents ou des études pilotes.

On trouvera à la figure 1.1 un schéma des phases du programme d'ESEE, des activités et de la séquence d'événements.

Les ESEE comportent quatre volets d'activités :

- présentation du plan d'étude pour le suivi biologique;
- réalisation du suivi biologique sur le terrain;
- évaluation et interprétation des données, avec présentation du rapport d'interprétation; et
- suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau et présentation d'un rapport.

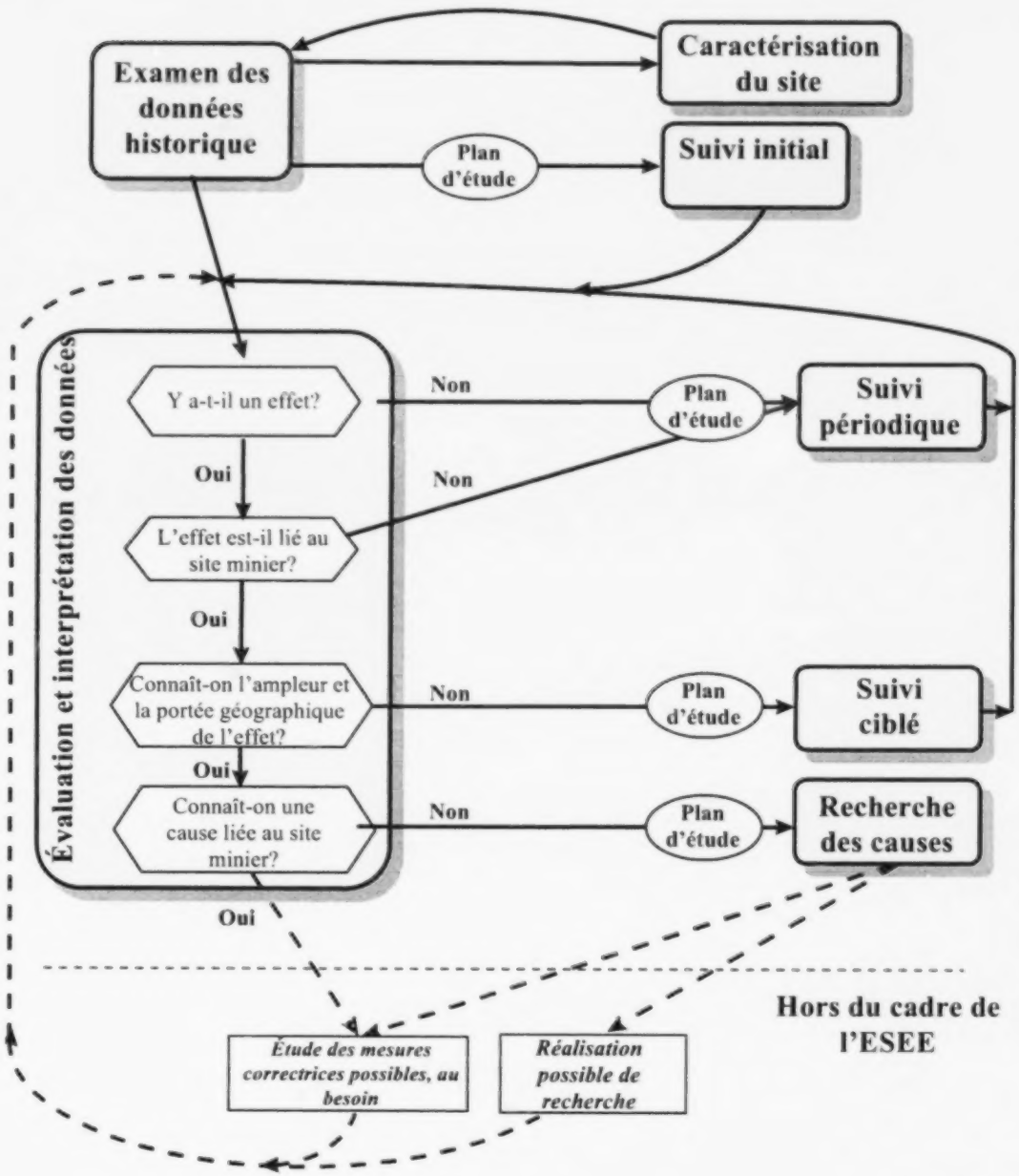
Le programme d'ESEE proposé suit une approche par étapes, les résultats des études de suivi biologique antérieures étant évalués avant le déclenchement des études subséquentes, conformément à une fréquence de suivi prédéfinie.

La première étude de suivi biologique est appelée suivi initial. Les études de suivi biologique subséquentes dépendent si un effet est décelé ou non chez les poissons, dans les tissus de poissons et dans la communauté d'invertébrés benthiques. On appelle ces études suivi périodique, suivi ciblé et recherche des causes. Chacune de ces phases présente un objectif et une fréquence spécifiques, qui sont précisés à la section 1.5.
À chaque site, il revient à l'exploitant de la mine de réaliser une ESEE conformément aux exigences.

Les exigences de l'ESEE proposées comportent deux parties :

Partie I : Études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau
Partie II : Études de suivi biologique

Figure 1-1: Phases et activités du programme d'ESEE



1.3 Partie 1 : Études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau

L'objectif de l'étude du suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau est de recueillir de l'information à ce sujet qui aideront à évaluer et l'interpréter des résultats du suivi biologique. Le suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau comporte la caractérisation de l'effluent, la réalisation d'essais de toxicité sublétale de l'effluent et la surveillance de la qualité des eaux réceptrices.

Les mines doivent commencer le suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau six mois après la date à laquelle elles deviennent assujetties à l'article 7 du REMM, et les résultats doivent être présentés sous forme d'un rapport à l'agent d'autorisation chaque année, au 31 mars.

1.3.1 Caractérisation de l'effluent et suivi de la qualité de l'eau

La caractérisation de l'effluent (chapitre 6) vise à fournir de l'information sur les concentrations dans l'effluent de certains composés, en plus des substances nocives mesurées selon les dispositions du REMM, notamment d'autres métaux, des composés azotés, l'alcalinité et la dureté (*annexe 5, par. 4(1)*). La caractérisation est effectuée quatre fois par année civile, à au moins un mois d'intervalle, sur une portion aliquote d'un échantillon d'effluent prélevé en application des articles 12 et 13 du REMM (c'est-à-dire dans le cadre de l'échantillonnage hebdomadaire de l'effluent visant à mesurer le pH et les concentrations des substances nocives) (*annexe 5, par. 4(2)*). Il est recommandé, autant que possible, de prélever les échantillons destinés à la caractérisation de l'effluent à un rythme trimestriel.

Le suivi de la qualité de l'eau (chapitre 6) vise à fournir de l'information sur les concentrations de contaminants dans la zone exposée par rapport à la zone de référence. Les échantillons seront prélevés quatre fois par année civile, à au moins un mois d'intervalle, et l'analyse portera sur les mêmes paramètres que dans la caractérisation de l'effluent, ainsi que sur les substances nocives, le pH, la température et l'oxygène dissous (*annexe 5, alinéa 7(2)a)*). Il est recommandé de prélever les échantillons à un rythme trimestriel, au même moment que les échantillons destinés à la caractérisation. Les échantillons destinés au suivi de la qualité de l'eau seront prélevés dans une zone exposée et dans une zone de référence. Ces zones ne sont pas nécessairement les mêmes que dans celles qui sont retenues pour le suivi biologique.

De plus, on prélèvera aussi des échantillons destinés au suivi de la qualité de l'eau dans les zones d'échantillonnage du suivi biologique, au moment où celui-ci est effectué (*annexe 5, alinéa 7(2)b)*).

1.3.2 Essais de toxicité sublétale

Les essais de toxicité sublétale visent à déterminer si l'effluent a le potentiel d'affecter les poissons, les invertébrés, les algues ou les plantes, et à surveiller la qualité de l'effluent. Les mesures terminales effectuées dans les essais de toxicité sublétale concernent la survie, la croissance et la reproduction. Les mines qui rejettent de l'effluent dans un milieu d'eau douce devront effectuer des essais sur une espèce de poisson, une espèce d'invertébré, une espèce d'algue et une espèce de plante autre qu'une algue, tandis que les mines qui rejettent des effluents dans un estuaire ou dans le milieu marin devront faire des essais sur une espèce de poisson, une espèce d'invertébré et une espèce d'algue (*annexe 5, par. 5(1)*). Les essais de toxicité sublétale doivent être effectués au point de rejet final de la mine où l'effluent a potentiellement l'effet le plus nocif sur le milieu récepteur (*annexe 5, par. 5(2)*). On trouvera un complément d'information sur le sujet au chapitre 7.

Les essais de toxicité sublétale sont effectués sur une portion aliquote d'un échantillon d'effluent prélevé pour la caractérisation de l'effluent. Ces essais doivent être effectués deux fois par année civile pendant les trois premières années, en commençant six mois après la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM (*annexe 5, par. 6(1)*). Après les trois premières années, la fréquence des essais peut être réduite à une fois par année civile.

Une mine possédant les résultats de six essais de toxicité sublétale réalisés après le 31 décembre 1997 sur une espèce de poisson, une espèce d'invertébré et une espèce de plante ou une espèce d'algue, peut présenter un rapport à l'agent d'autorisation indiquant les résultats obtenus (*annexe 5, par. 6(2)*). La mine peut alors effectuer les essais de toxicité sublétale une fois par année civile, en commençant six mois après la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM.

1.3.3 Rapports des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau

Toutes les mines assujetties au REMM doivent soumettre, au plus tard le 31 mars de chaque année, un rapport des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau effectuées au cours de l'année civile précédente et qui comporte les renseignements suivants (*annexe 5, art. 8*) :

- les dates de prélèvement de tous les échantillons destinés aux essais de toxicité sublétale, à la caractérisation de l'effluent et au suivi de la qualité de l'eau;
- l'emplacement des points de rejet final où les échantillons ont été prélevés pour les essais de toxicité sublétale et la caractérisation de l'effluent;

- la latitude et la longitude des zones d'échantillonnage utilisées pour le suivi de la qualité de l'eau, exprimées en degrés, minutes et secondes, et une description écrite qui permet de reconnaître l'emplacement de ces zones;
- les résultats de la caractérisation de l'effluent, du suivi de la qualité de l'eau et des essais de toxicité sublétale;
- les méthodes utilisées pour la caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau, et les limites de détection de celles-ci; et
- les précisions voulues sur les mesures d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité qui ont été prises ainsi que les données associées à leur mise en œuvre.

D'autres renseignements peuvent être inclus dans le rapport de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau :

- pour tout essai de toxicité sublétale dont le résultat de la CI25 est inférieur à 30 %, étendue géographique de la zone exposée où les concentrations d'effluent sont comparables à celles enregistrées durant les essais;
- estimation dans la zone exposée des changements liés à la mine dans les mesures des substances nocives prescrites dans le REMM et dans les autres paramètres mesurés; et
- comparaison des données sur la qualité de l'eau dans la zone exposée et la zone de référence.

1.4 Partie 2 : Études de suivi biologique

1.4.1 Plan d'étude

L'objectif du plan d'étude est de définir quels seront le travail de terrain et le travail de laboratoire nécessaires pour réaliser le volet de suivi biologique de l'ESEE. La conception d'un plan d'étude approprié pour chaque mine se fera par itérations.

Avant le début des études de suivi biologique, un plan d'étude doit être soumis à l'agent d'autorisation au moins six mois avant le commencement des travaux sur le terrain (*annexe 5, art. 15*). Cela laissera aux agents d'autorisation un délai raisonnable pour examiner le plan d'étude et faire des commentaires à la mine à ce sujet.

Le plan d'étude doit comporter (*annexe 5, art. 10*) :

- un calendrier détaillé de réalisation pour chacune des exigences des études de suivi biologique;
- les précisions voulues sur l'information concernant la caractérisation du site (chapitre 3);
- les précisions voulues sur le déroulement de l'étude des poissons et de l'analyse des tissus de poissons en vue de déterminer s'il y a des effets sur les poissons et sur le potentiel d'utilisation des poissons (chapitre 4);
- les précisions voulues sur le déroulement de l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques en vue de déterminer s'il y a des effets sur l'habitat du poisson (chapitre 5);
- les précisions voulues sur les mesures d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité qui seront prises pour garantir la fiabilité des données; et
- un résumé de tout autre suivi biologique précédent effectué à des fins d'ESEE.

On recommande de préciser dans le plan d'étude d'autres détails :

- les buts et les attentes de l'ESEE;
- l'approche globale, notamment une justification fondée sur les données de caractérisation du site et les résultats de travaux antérieurs de suivi;
- la conception de l'étude statistique : formulation des hypothèses, choix des méthodes statistiques, détermination des besoins en données (signification statistique et analyse de puissance);
- Le plan de l'étude de suivi, compte tenu des facteurs confondants le cas échéant : lieu d'échantillonnage, fréquence d'échantillonnage, paramètres mesurés;
- les plans opérationnels et les procédures : méthodes d'échantillonnage, méthodes d'analyse en laboratoire, méthodes d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité, saisie et extraction des données, analyse des données;
- un plan d'interprétation des données et d'évaluation des résultats.

Les concepts et les éléments de base d'un bon système de mesure, l'assurance de la qualité et le contrôle de la qualité (AQ/CQ) sont présentés dans le guide pour chaque volet. Les procédures d'AQ/CQ à adopter doivent être intégrées a priori dans le plan d'étude, et les méthodes d'AQ/CQ doivent y être décrites, pour garantir la validité des données. Les résultats de l'assurance de la qualité qui peuvent nuire à la fiabilité des conclusions seront présentés dans le cadre de chaque rapport d'interprétation.

Caractérisation du site

Chaque plan d'étude de suivi biologique contiendra de l'information sur la caractérisation du site (chapitre 3), information qui est nécessaire pour préparer un plan d'ESEE. L'information sur la caractérisation du site sera mise à jour (si nécessaire) et employée dans la conception de chaque étude aux différentes phases du programme d'ESEE. La préparation d'un plan d'étude doit s'appuyer sur toute une gamme de renseignements concernant l'exploitation de la mine, les zones exposées et les zones de référence, qui est essentielle pour la préparation d'un plan d'étude de l'ESEE (voir chapitre 2) Les

informations nécessaires sont en outre (*annexe 5, art. 11*) : des renseignements sur l'exploitation de la mine et une description de la zone d'étude, y compris les caractéristiques géologiques, océanographiques, limnologiques, hydrologiques, chimiques et biologiques de ces zones. Une description de la façon dont l'effluent se mélange dans la zone exposée doit aussi être présentée.

La caractérisation du site doit inclure une description des facteurs confondants. L'expression « influence ou facteur confondant » est rattachée à des facteurs anthropiques, naturels ou autres, qui ne sont pas liés à l'effluent étudié mais dont on pourrait raisonnablement s'attendre à ce qu'ils contribuent à tout effet observé. Les mines ne sont pas tenues de surveiller les effets causés par des facteurs confondants. Toutefois, lorsque des facteurs confondants exercent une influence dans la zone d'étude, les mines doivent :

- identifier et décrire les facteurs potentiels confondants dans le cadre de la caractérisation du site dans le plan d'étude;
- autant que possible, concevoir les ESEE de façon à résoudre les difficultés dans l'interprétation des données qui seraient causées par des facteurs confondants.

1.4.2 Étude des poissons

L'étude des poissons (chapitre 4) comprend une étude de la ***population de poissons*** (étude à l'aide d'indicateurs de la santé de la population de poissons) pour déterminer si l'effluent de la mine a un effet sur les poissons, et une étude des ***tissus de poissons*** pour déterminer si l'effluent a un effet sur le potentiel d'utilisation des poissons.

Il faut noter qu'une mine n'est pas tenue de mener une étude des poissons si la concentration d'effluent dans la zone exposée est inférieure à 1 % en deçà de 250 m d'un point de rejet final (*annexe 5, alinéa 9b)*). La description de la façon dont l'effluent se mélange aux eaux réceptrices est présentée dans le plan d'étude dans le cadre de la caractérisation du site. Une analyse des tissus de poissons n'est exigée que si la mine a mesuré pendant la caractérisation de l'effluent une concentration de mercure égale ou supérieure à 0,10 µg/L dans l'effluent (*annexe 5, alinéa 9c)*).

L'étude des poissons vise à déterminer s'il y a eu des changements dans la croissance, la reproduction et la survie des poissons. La méthode scientifiquement défendable recommandée pour déterminer si des changements se sont produits dans la croissance, la reproduction et la survie des poissons consiste à prélever des espèces de poissons présentes dans la zone exposée et la zone de référence, et à comparer des mesures de la longueur, du poids, du poids des gonades, du poids du foie, de la fécondité et de la taille des œufs. Les résultats obtenus pour les poissons prélevés dans la zone exposée sont comparés statistiquement à ceux des poissons prélevés dans la zone de référence.

L'étude sur les tissus de poissons est entreprise si le mercure est présent dans l'effluent à une concentration égale ou supérieure à 0,10 µg/L, selon les résultats de la caractérisation

des effluents. Il est recommandé de prélever, sur une espèce de poisson consommée localement, des échantillons de tissus dans au moins huit spécimens. Les concentrations de mercure dans les échantillons de tissus de poissons de la zone exposée sont comparées à celles des échantillons de la zone de référence, en fonction de la directive de Santé Canada qui fixe un seuil de 0,45 µg/g (poids humide) pour le mercure dans les tissus de poissons.

1.4.3 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques

Les mines seront tenues de réaliser une étude de la communauté d'invertébrés benthiques (chapitre 5) pour déterminer si leur effluent a un effet sur l'habitat du poisson. À cette fin, on prélève des invertébrés benthiques dans la zone exposée et la zone de référence ou selon un gradient d'exposition, et on compare les mesures de la densité des invertébrés benthiques, de la richesse des taxons, de l'indice de diversité de Simpson et du coefficient de Bray-Curtis.

Les mines peuvent choisir parmi plusieurs plans d'échantillonnage scientifiquement défendables de façon à adapter leurs études aux caractéristiques du site: contrôle/impact, plan par gradients et approche des conditions de référence. La taille des échantillons (c.-à-d. le nombre de stations d'échantillonnage) est déterminée pour chaque site à partir d'une analyse de puissance statistique. Les échantillons de la zone exposée et de la zone de référence seront prélevés dans le secteur et à la saison qui sont le plus pertinents sur le plan écologique (type d'habitat présentant la plus grande diversité d'invertébrés benthiques et habitat dominant dans la zone d'exposition, et période de l'année où la diversité des invertébrés benthiques est maximale, et où ils sont le plus exposés à l'effluent).

La mine doit mesurer la teneur en carbone organique total et la granulométrie du sédiment (chapitre 8) prélevé à chaque station d'échantillonnage des invertébrés benthiques.

1.4.4 Méthodes alternatives de suivi

À certains sites miniers, les méthodes de suivi biologique décrites ci-dessus (études sur les poissons sauvages et sur la communauté d'invertébrés benthiques) ne conviennent pas nécessairement. Il faut souligner que les méthodes alternatives de suivi ne doivent être envisagées que s'il est impossible de faire des études sur le terrain. Voir à la section 12.1.2.2 la possibilité d'appliquer les méthodes alternatives dans le programme d'ESEE des mines de métaux. Les raisons peuvent en être propres au site, mais les causes les plus communes sont la présence de conditions dangereuses (p. ex. grande vitesse du courant) ou de facteurs confondants comme par exemple d'autres rejets d'effluents dans la zone

exposée, de sorte qu'il sera difficile ou même impossible d'isoler les effets attribuables à l'effluent qui fait l'objet du suivi.
Si une mine ne peut pas modifier les études sur les poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques de façon à éliminer les difficultés associées aux facteurs confondants, elle doit présenter une justification scientifique et proposer d'autres méthodes de suivi efficace sur le plan économique et techniquement réalisables dans le plan d'étude. Les chapitres 4 et 5 décrivent les méthodes alternatives de suivi biologique qui peuvent être envisagées.

Le présent guide recommande un certain nombre de méthodes alternatives de suivi (chapitre 12). Les mines peuvent toutefois choisir entre ces méthodes et d'autres méthodes de suivi scientifiquement défendables à condition que leurs résultats permettent de déterminer si l'effluent a des effets sur la population de poissons (croissance, reproduction, condition et survie), les tissus de poissons (teneur en mercure) ou la communauté d'invertébrés benthiques (densité, richesse des taxons, indice de diversité de Simpson et coefficient de Bray-Curtis). Les méthodes alternatives de suivi recommandées pour l'étude des poissons sont des études en mésocosme, des essais sur des bivalves en cage, et un élargissement des essais de toxicité sublétale. Pour les études de la communauté d'invertébrés benthiques, la méthode alternative de suivi recommandée est l'étude en mésocosme.

1.5 Fréquences du suivi biologique

1.5.1 Première étude de suivi biologique

1.5.1.1 Suivi initial

La première étude de suivi biologique pour une mine qui ne dispose pas de données antérieures de suivi biologique (permettant de déterminer si l'effluent a un effet sur la population de poissons, les tissus de poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques), correspond à ***l'étude de suivi initial***. Le plan d'étude comportera l'information décrite à la section 1.4.1 et sera soumis dans les 12 mois qui suivent la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM (*annexe 5, alinéa 14a)*). Le rapport d'interprétation doit alors être soumis dans les 30 mois de la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 (figure 1.2) (*annexe 5, alinéa 18a)*).

Les études de suivi initial seront conçues de façon à déterminer si l'effluent cause un effet. Pour ce faire, des études de suivi biologique seront menées, si requises, sur :

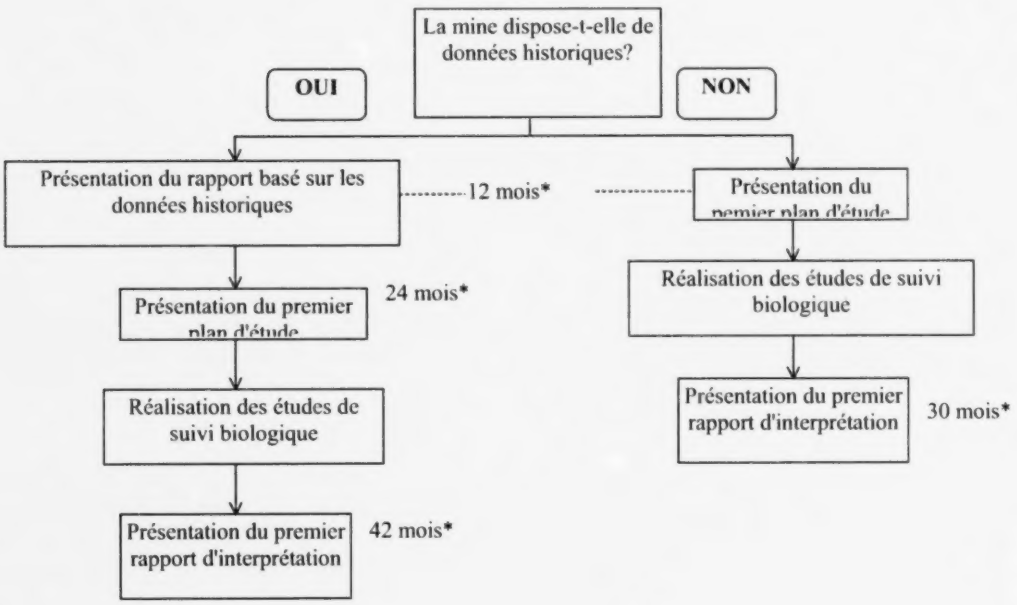
- les poissons;
- les tissus de poissons; et
- la communauté d'invertébrés benthiques.

1.5.1.2 Utilisation des données historiques

De nombreuses mines ont recueilli des données de suivi biologique avant l'entrée en vigueur du REMM, et ces données peuvent servir dans le programme d'ESEE. Si une mine dispose de données antérieures de suivi biologique qui permettent de déterminer s'il y a des effets sur les poissons, les tissus de poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques, elle peut présenter à l'agent d'autorisation un rapport qui présente les résultats des études antérieures de suivi biologique, et ce dans les 12 mois qui suivent la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM (figure 1.2) (*annexe 5, alinéa 14b)*).

Dans ce cas, après présentation du rapport, la mine est tenue de soumettre un plan d'étude dans les 24 mois qui suivent la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7. Selon la quantité de données dont dispose la mine, le plan d'étude aura pour objet soit de préparer la première ESEE pour confirmer les résultats antérieurs du suivi (suivi périodique), soit de commencer à mesurer l'ampleur et la portée géographique de l'effet (suivi ciblé), soit d'examiner la cause de l'effet (recherche des causes). Ce premier plan d'étude doit aussi répondre aux questions qui n'ont pas encore été examinées au sujet des poissons, des tissus de poissons ou de la communauté d'invertébrés benthiques. Le plan d'étude doit être soumis au plus tard 6 mois avant le début du suivi biologique. Le rapport d'interprétation devra être présenté dans les 42 mois qui suivent la date à laquelle la mine devient assujettie aux exigences concernant l'ESEE (article 7) du REMM (*annexe 5, alinéa 18b)*).

Figure 1-2: Séquence d'activités et échéancier de présentation du premier plan d'étude et du premier rapport d'interprétation



* Indique le nombre de mois à partir de la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM.

1.5.2 Deuxième étude de suivi biologique et études subséquentes

La fréquence du suivi pour la deuxième étude de suivi biologique et les études subséquentes dépend des résultats antérieurs. Les plans d'étude doivent être soumis au moins 6 mois avant le début d'une étude de suivi biologique.

Les plans de la deuxième étude et des études subséquentes doivent comporter l'information ci-dessous :

- renseignements indiqués à la section 1.4.1
- résumé des résultats des études antérieures de suivi biologique, notamment
  - l'étude sur les poissons
  - l'analyse des tissus de poissons
  - l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques, avec des données sur la caractérisation des sédiments (granulométrie et carbone organique total)

- une description des zones supplémentaires d'échantillonnage si la phase visée d'ESEE est un suivi ciblé (section 1.5.2.2)
- une description des méthodes utilisées sur le terrain et en laboratoire si la phase visée est une étude de suivi de la recherche des causes (section 1.5.2.3).

Il est entendu que la mine peut, à n'importe quel moment pendant le processus d'ESEE, procéder à une étude de suivi ciblé ou à une étude de suivi sur la recherche des causes, ou prendre des mesures correctrices.

1.5.2.1 Études de suivi périodique

En règle générale, le rapport de la deuxième étude (et les rapports d'interprétation subséquents) doit être présenté dans les 36 mois qui suivent le rapport d'interprétation précédent (*annexe 5, par. 22(1)*). Il s'agit ici de ***suivi périodique - surveillance***. On procède à un suivi périodique de surveillance lorsque :

1. aucun effet n'a été observé chez les poissons, dans les tissus de poissons ***ni*** dans la communauté d'invertébrés benthiques au cours d'une étude;
2. un effet a été observé chez les poissons, dans les tissus de poissons ou dans la communauté d'invertébrés benthiques (un ou deux éléments, mais pas les trois) au cours d'une étude; ou
3. l'ampleur, la portée géographique et la cause des effets sont connues.

Lorsqu'un **effet** a été observé chez les poissons, dans les tissus de poissons ***et*** dans la communauté d'invertébrés benthiques, la mine est tenue de soumettre son prochain rapport d'interprétation dans les 24 mois (*annexe 5, alinéa 22(2)a)*). Il s'agit ici du ***suivi périodique - confirmation***. L'objet de cette phase vise à confirmer si les effets observés dans les études de suivi antérieures sont reproductibles et liés à la mine. Il est conseillé aux mines de réévaluer leur plan d'étude avant de procéder au suivi de confirmation, particulièrement lorsqu'elle ne peuvent confirmer si l'effet observé est lié à la mine. Une différence confirmée (p. ex. le même effet observé dans deux phases consécutives de suivi) entre une zone de référence et une zone exposée sera considérée comme un effet lié à la mine.

Si, après **deux** études consécutives, **aucun effet** n'a été observé chez les poissons, dans les tissus de poissons ***ni*** dans la communauté d'invertébrés benthiques, la mine peut attendre 72 mois pour remettre son rapport d'interprétation suivant (*annexe 5, alinéa 22(2)b)*). Dans ce cas, il s'agit de ***suivi périodique - minimal***. Si des modifications dans les opérations minières ou dans les conditions environnementales surviennent et augmentent le risque de causer un effet sur le milieu aquatique, il est recommandé de procéder à un suivi de confirmation sur les poissons, les tissus de poissons et la communauté d'invertébrés benthiques dans les 24 mois qui suivent le changement.

1.5.2.2 Études de suivi ciblé

Si **deux** études consécutives antérieures ont permis de déceler le même **effet** sur les poissons, les tissus de poissons ***ou*** la communauté d'invertébrés benthiques, la mine est tenue de soumettre son rapport d'interprétation suivant dans les 24 mois qui suivent la présentation du rapport précédent (*annexe 5, alinéa 22(2)c)*). Il s'agit là de ***suivi ciblé***. Le suivi ciblé a pour objectif de déterminer l'ampleur et la portée géographique de l'effet.

Les plans d'étude du suivi ciblé doivent être propres au site et doivent prévoir l'échantillonnage dans des zones exposées supplémentaires s'éloignant progressivement du point de rejet de l'effluent, jusqu'au point ou l'effet est absent. La portée de l'étude peut être élargie pour inclure d'autres composantes environnementales, des indicateurs ou des mesures supplémentaires permettant de définir l'ampleur de l'effet et d'en éclaircir l'interprétation.

Les études de suivi ciblé peuvent répondre aux questions suivantes :

- D'autres composantes de l'écosystème aquatique sont-elles susceptibles d'être affectées et de nécessiter un suivi?
- L'effet est-il de nature aiguë ou chronique?
- L'effet est-il lié à une contamination chimique ou à une perturbation physique, ou aux deux?
- Les poissons et/ou la communauté d'invertébrés benthiques sont-ils directement affectés, ou les effets se manifestent-ils par l'intermédiaire de leurs réseaux trophiques?

1.5.2.3 Études de suivi sur la recherche des causes

Si les études antérieures de suivi ciblé ont permis de déterminer l'ampleur et la portée géographique d'un effet, mais que la cause de cet effet est encore inconnue, la mine est tenue de procéder à une étude de suivi sur la ***recherche des causes***. Le rapport d'interprétation sur la recherche des causes devra être soumis dans les 24 mois qui suivent la présentation du rapport d'interprétation précédent (*annexe 5, alinéa 22(2)c)*).

Les questions à envisager pendant la recherche des causes sont :

- Quelles sont les causes spécifiques de l'effet étudié?
- Quelles sont les composantes de l'effluent responsables des effets?

1.5.2.4 Après la recherche des causes

Lorsque la cause de l'effet a été déterminée, la mine procédera au suivi périodique - surveillance pour s'assurer que les effets ne changent pas.

La mine peut aussi envisager des mesures correctrices ou des travaux de recherche, ce qui dépasse le cadre du programme d'ESEE. Environnement Canada, après consultation de Pêches et Océans Canada, a publié un *Guide pour la détermination des mesures à prendre après la détection d'effets dans le cadre du suivi des effets sur l'environnement (ESEE)*. Ce document est un guide qui aide les organismes de réglementation, les installations réglementées et les praticiens de l'ESEE à déterminer les mesures à prendre lorsque l'ESEE a décelé la présence d'effets. Il analyse les facteurs à considérer pour déterminer les mesures à prendre, et explique les rôles et les responsabilités du gouvernement, de l'industrie et des intervenants dans ce processus.

1.5.3 Réalisation des études de suivi biologique

Les études de suivi biologiques sont menées conformément au plan d'étude qui a été soumis. Il est entendu que certaines circonstances imprévues peuvent empêcher de suivre le plan d'étude. La mine informera l'agent d'autorisation aussitôt que possible des changements, et ceux-ci devront être documentés dans le rapport d'interprétation.

1.6 Évaluation et interprétation des données

Après le suivi biologique, la mine procédera à l'évaluation et à l'interprétation des données pour déterminer si son effluent cause un effet, et quelles seront les exigences futures de suivi. Le chapitre 9 décrit précisément les évaluations des données à effectuer pour déterminer s'il y a des effets sur les poissons, les tissus de poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques.

Voici quatre des principales questions qui peuvent être dans l'évaluation et l'interprétation des données :

- Y a-t-il un effet?
- L'effet est-il lié au site minier?
- Connaît-on l'ampleur et la portée géographique de l'effet?
- Connaît-on la cause de l'effet liée au site minier?

Y a-t-il un effet?

Un effet sur les poissons ou sur la communauté d'invertébrés benthiques, étant entendu que :

- un « effet sur la population de poissons » signifie une différence statistique entre les mesures de la population de poissons prises dans la zone exposée et celles prises dans la zone de référence;
- un « effet sur les tissus de poissons » signifie des mesures de mercure total qui dépassent 0,45 µg/g de poids humide dans les tissus de poissons prises dans la zone exposée et qui présentent une différence statistique par rapport aux mesures de mercure total dans les tissus de poissons prises dans la zone de référence;
- un « effet sur la communauté d'invertébrés benthiques » signifie une différence statistique entre les mesures d'une communauté d'invertébrés benthiques prises dans la zone exposée et celles prises dans la zone de référence (p. ex. plan contrôle/impact) ou une différence statistique entre les mesures prises dans les zones d'échantillonnage de la zone exposée qui indiquent un gradient décroissant de concentrations d'effluent (p. ex. un plan par gradients).

L'effet est-il lié au site minier?

Lorsqu'un effet est observé pendant les études de suivi initial ou de suivi périodique, la mine doit déterminer si l'effet est lié au site minier. On assume que cet effet n'est pas lié au site minier jusqu'à ce qu'il y ait confirmation de l'effet par une étude de suivi périodique. Lorsqu'un effet observé antérieurement est confirmé, la mine est tenue d'entreprendre de répondre à la question suivante d'évaluation et d'interprétation des données. Si l'effet n'est pas lié au site minier, la mine procédera à une étude de suivi périodique (surveillance) et va continuer le suivi pour s'assurer que les effets ne sont pas liés au site minier, qu'ils ne changent pas et qu'il n'y a pas de nouveaux effets.

Connaît-on l'ampleur et la portée géographique de l'effet?

Quand un effet lié au site minier est observé, la mine est tenue de déterminer son ampleur et sa portée géographique en menant une étude de suivi ciblé. Si l'ampleur et la portée géographique sont connues, la mine passe à la question suivante.

Connaît-on la cause liée au site minier?

Lorsqu'un effet lié au site minier est observé sur les poissons, les tissus de poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques, et que l'on connaît son ampleur et sa portée géographique sont connues, mais que le suivi antérieur n'a pas permis d'expliquer cet effet de façon satisfaisante, la mine doit procéder à une étude de suivi sur la recherche des causes.

Une fois la cause de l'effet identifiée, des mesures correctrices peuvent être envisagées, mais ces dernières ne sont pas comprises dans le programme d'ESEE. Lorsque la cause liée au site minier est connue, la mine continue à surveiller l'effet (suivi périodique - surveillance) pour s'assurer qu'il n'y a pas de nouveaux effets et que les effets ne changent pas.

1.6.1 Rapports d'interprétation pour les études de suivi biologique

La fréquence de présentation des rapports d'interprétation à l'agent d'autorisation est indiquée à l'annexe 5 du REMM. Les rapports d'interprétation de la première étude de suivi biologique et de chacune des études subséquentes réalisées dans le cadre du programme d'ESEE doivent fournir l'information suivante :

1) La description des écarts par rapport au plan d'étude qui son survenus pendant les travaux prévus pour se conformer aux exigences, et notamment :
   - l'incidence de ces écarts sur d'autres parties de l'ESEE; et
   - les adaptations apportées aux autres parties de l'étude suite à la constatation de ces écarts.

2) L'emplacement des zones d'échantillonnage, avec la latitude et la longitude, ainsi qu'une description écrite de ces zones.

3) Les dates et heures de prélèvement des échantillons.

4) La taille des échantillons.

5) Un résumé des résultats, incluant la moyenne arithmétique, l'erreur-type, l'écart-type, ainsi que les valeurs minimales et les valeurs maximales pour chacune des stations d'échantillonnage de la communauté d'invertébrés benthiques :
   - densité des invertébrés benthiques;
   - richesse des taxons;
   - indice de diversité de Simpson; et
   - coefficient de Bray-Curtis.

Il est recommandé de joindre au rapport d'interprétation une annexe présentant toutes les mesures consignées, compilées sous les rubriques suivantes :
   - étude des poissons;
   - tissus de poissons, et
   - communauté d'invertébrés benthiques.

6) Un résumé des résultats, incluant la moyenne arithmétique, l'erreur-type, l'écart-type, ainsi que les valeurs minimales et les valeurs maximales pour les mesures des

poissons (croissance, reproduction, condition et survie) et l'analyse des tissus de poissons dans les échantillons prélevés dans la zone exposée et la zone de référence.

7) Les résultats et la puissance statistique des analyses statistiques effectuées sur les données consignées selon les points 3 et 4 ci-dessus, compilés sous les rubriques suivantes :
   - étude des poissons;
   - analyse des tissus de poissons; et
   - étude de la communauté d'invertébrés benthiques.

8) Une identification, fondée sur des analyses statistiques scientifiques, de :
   - la présence ou l'absence d'effet; ou
   - l'ampleur et la portée géographique de l'effet.

9) Une comparaison des résultats de l'analyse statistique réalisée et des essais de toxicité sublétale rapportés depuis le rapport d'interprétation précédent, pour déterminer s'il existe une corrélation.

10) Les conclusions de l'ESEE, et une description de l'incidence de celles-ci de sur le plan de l'étude subséquente.

    Dans la préparation des conclusions, les facteurs ci-dessous doivent être pris en compte :
   - résultat des ESEE antérieures;
   - présence de facteurs confondants;
   - résultats de l'analyse de puissance statistique; et
   - résultats de l'assurance de la qualité ou du contrôle de la qualité qui pourraient nuire à la fiabilité des conclusions.

11) Un échéancier précisant :
   - quand le prochain plan d'étude sera soumis;
   - quand la prochaine étude de suivi sera effectué; et
   - quand le prochain rapport d'interprétation sera présenté.

12) Toute recommandation d'amélioration ou de changement dans le plan d'étude qui sera formulé pour l'ESEE subséquente.

1.6.2 Rapports d'interprétation de l'étude de suivi sur la recherche des causes

Les rapports d'interprétation soumis quand la mine effectue une recherche des causes ne contiennent pas la même information que les autres études de suivi biologique. Les rapports doivent comporter une description de tout écarts par rapport au plan d'étude qui a été soumis, les dates et heures de prélèvement des échantillons, une description de la façon dont les conclusions auront une incidence sur le plan des études subséquentes, et le

calendrier du prochain suivi. Les rapports d'interprétation contiendront l'information concernant la cause de l'effet qui est à l'étude.

1.7 Mines fermées reconnues

Le propriétaire ou l'exploitant d'une mine peut faire reconnaître sa mine comme fermée si le taux de production de la mine est de moins de 25 % de sa capacité nominale pendant une période de trois ans à partir du jour où il a fourni à l'agent d'autorisation un avis écrit de son intention de fermer la mine. Pour respecter en partie les exigences du statut de mine fermée reconnue, la mine est tenue de soumettre à l'agent d'autorisation un plan d'étude de suivi biologique dans les six mois qui suivent la présentation de l'avis écrit. La mine préparera la phase de suivi (suivi périodique, suivi ciblé ou recherche des causes) d'après les résultats de l'étude de suivi biologique précédente. L'étude sera effectuée conformément au plan d'étude. Le rapport d'interprétation sera soumis à l'agent d'autorisation dans les 36 mois suivant la réception de l'avis écrit présenté par la mine à l'agent d'autorisation. La caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau doivent se poursuivre jusqu'à ce que la mine obtienne le statut de mine fermée reconnue.

1.8 Mise en œuvre du suivi des effets environnementaux

1.8.1 Industrie

Le propriétaire ou l'exploitant d'une mine assujettie au *Règlement sur les effluents des mines de métaux* est tenu de s'assurer que les ESEE soit réalisé conformément au REMM.

1.8.2 Agent d'autorisation

L'agent d'autorisation est le directeur régional de la Protection de l'environnement, Environnement Canada, conformément au REMM (annexe 1). L'agent d'autorisation doit :

- former une Comité aviseur technique (CAT) dont les membres peuvent être des représentants d'Environnement Canada ou d'autres ministères fédéraux; des représentants des provinces seront invités à participer aux travaux de la commission; d'autres intervenants peuvent également être invités; la commission sera présidée par l'agent d'autorisation ou une personne désignée par lui;
- examiner et commenter les plans d'étude du SEE, à partir des recommandations du CAT;
- examiner et commenter les rapports d'interprétation de l'ESEE, à partir des recommandations de la CAT.

1.8.3 Comité aviseur technique (CAT)

Le CAT a pour tâche de vérifier la qualité des plans d'étude proposés par les mines et à leur mise en œuvre, et de s'assurer que les résultats de l'ESEE répondent aux objectifs de ce programme. À cette fin, le CAT doit :

- conseiller l'agent d'autorisation dans ses discussions avec les mines;
- faire des recommandations à l'agent d'autorisation sur la pertinence des plans d'étude (p. ex. niveau de résolution, emplacement des stations d'échantillonnage, pratiques d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité);
- examiner le rapport d'interprétation soumis par les mines et conseiller l'agent d'autorisation quant à :
  - la qualité des données et toute modification nécessaire aux procédures d'AQ/CQ;
  - la validité des conclusions présentées dans le rapport;
  - la fréquence des études de suivi subséquentes, en fonction des résultats du suivi précédent.

1.8.4 Gouvernement fédéral

L'information fournie par le programme d'ESEE va permettre dans la plupart des cas au gouvernement fédéral de déterminer dans quelle mesure les effluents miniers affectent le milieu aquatique, particulièrement en ce qui concerne la protection des poissons, leur habitat et l'utilisation des ressources halieutiques. Les données d'ESEE feront ressortir l'existence ou non d'un effet statistiquement significatif, et détermineront l'ampleur et la portée géographique de cet effet. Cette information sera examinée par les responsables de la réglementation fédérale qui détermineront ainsi l'efficacité des techniques, des pratiques, des programmes et des règlements visant la prévention et la lutte contre la pollution, dans le contexte des considérations socio-économiques, et indiqueront s'il est nécessaire d'accroître cette protection à l'échelle locale, régionale ou nationale.

Le programme d'ESEE est conçu pour éviter les dédoublements et pour réduire au minimum les chevauchements avec des programmes de suivi provinciaux ou locaux déjà en place. Les données de suivi recueillies dans le cadre d'un programme imposé par un autre organisme de réglementation sont acceptables si elles correspondent aux objectifs du programme d'ESEE et répondent aux questions clés de l'analyse et de l'interprétation des données.

Le bureau national de l'ESEE, au sein d'Environnement Canada, coordonne à l'échelle nationale l'évaluation des résultats et la gestion des archives de données pour le programme d'ESEE. De plus, le bureau national de l'ESEE va constituer le groupe de coordination d'ESEE qui examinera l'efficacité globale du programme, trois ans environ après le lancement du programme.

1.8.5 Gouvernements provinciaux et territoriaux

Les provinces et territoires seront invités à envoyer un représentant à la CAT et collaboreront avec le gouvernement fédéral de façon à réduire le dédoublement des programmes.

1.9 Références

Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE). 1999. Report of Selected Technologies for Cost-effective Environmental Monitoring of Mine Effluent Impact in Canada. AETE synthesis Report. Prepared by ESG International Inc. for Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) Program, CANMET, Natural Resources Canada. Draft, February 1999.

AQUAMIN. 1996. Assessment of Aquatic Effects of Mining in Canada. Environment Canada.

Table des matières

2. Plan d'étude..... 2-1

2.1 Vue d'ensemble..... 2-1
2.1.1 Première ESEE..... 2-2
2.1.2 Deuxième plan d'étude et plans d'étude subséquents..... 2-3
2.1.3 Plan d'étude de suivi biologique finale (avant la fermeture d'une mine)..... 2-4

2.2 Résumé de l'information présentée dans le plan d'étude de suivi biologique 2-4
2.2.1 Caractérisation du site..... 2-4
2.2.2 Étude des poissons..... 2-5
2.2.3 Analyse des tissus de poissons..... 2-6
2.2.4 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques..... 2-6
2.2.5 Méthodes alternatives de suivi biologique..... 2-8

2. Plan d'étude

2.1 Vue d'ensemble

L'objectif d'un plan d'étude est de décrire le déroulement de l'étude de suivi biologique (étude des poissons - chapitre 4, analyse des tissus de poissons - chapitre 4 ou étude sur la communauté d'invertébrés benthiques - chapitre 5), les informations pertinentes sur la caractérisation du site (chapitre 3), les date et heure de prélèvement d'information, les mesures d'assurance de la qualité et du contrôle de la qualité qui seront prises pour valider l'étude en question et un sommaire de toute information provenant d'études biologiques précédentes.

La plupart des ESEE prévoient le prélèvement d'échantillons dans la zone exposée et la zone de référence, ou le long d'un gradient (dans le cas d'une étude sur la communauté d'invertébrés benthiques). Quand la mine effectue une étude sur la recherche des causes, elle ne va pas nécessairement échantillonner une zone exposée et une zone de référence. La **zone exposée** comprend les habitats de poissons et les eaux fréquentées par les poissons qui sont exposés à un effluent minier. Les techniques utilisées pour la délimitation des zones exposées sont décrites à la section 3.3. Aux fins des études de suivi initial et périodique, l'échantillonnage dans la zone exposée est effectué dans une zone située à proximité du point de rejet de l'effluent, dans un habitat approprié pour les invertébrés benthiques ou abritant les espèces de poissons choisies. Aux fins du suivi ciblé, l'effort d'échantillonnage est intensifié dans la zone exposée de manière à déterminer l'ampleur des effets et leur portée géographique. Pour déterminer la portée géographique de l'effet, l'échantillonnage est effectué en des points de plus en plus éloignés du point de rejet de l'effluent jusqu'à ce que l'effet ne soit plus détectable.

La **zone de référence** est définie comme les eaux fréquentées par les poissons qui ne sont pas exposées à l'effluent de la mine et qui abritent un habitat du poisson qui est, dans la mesure du possible, très semblable à celui de la zone exposée. La zone de référence devrait être située dans le même plan d'eau que le point de rejet de l'effluent, mais en amont de ce point ou hors de la zone d'influence de l'effluent. Lorsqu'une mine est située en bordure d'un plan d'eau d'amont et(ou) aucune zone de référence appropriée n'est disponible sur le même plan d'eau, la zone de référence devrait être située dans un plan d'eau adjacent présentant des caractéristiques similaires ou dans un affluent non exposé du plan d'eau récepteur. Au besoin, plus d'une zone de référence peut être utilisée. Pour le suivi ciblé, il peut être nécessaire d'échantillonner dans plusieurs zones de référence si plusieurs types d'habitats sont échantillonnés dans la zone exposée. L'application d'une approche plus régionale prévoyant, par exemple, l'échantillonnage de plusieurs cours d'eau non exposés dans la région (approche fondée sur les conditions de référence) peut également être envisagée, en particulier pour les études des communautés d'invertébrés benthiques.

Même si l'on dispose de données amassées avant l'exploitation minière, il convient de mener l'échantillonnage simultanément dans la zone exposée et la zone de référence afin de faire en sorte que les conditions de référence n'ont pas changé et que les changements observés ne sont pas imputés à tort à l'effluent de la mine.

Lorsque c'est possible, les zones d'échantillonnage retenues pour différentes composantes (poissons, communauté d'invertébrés benthiques, eau) devraient être les mêmes. En outre, les mines sont invitées à mener de front l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques et l'étude des poissons. Lorsque des études sont proposées conjointement par plus d'une mine, les zones d'échantillonnage peuvent être partagées.

Lorsque des données de suivi historiques existent, la mine devrait envisager d'utiliser les mêmes zones d'échantillonnage dans la mesure où elles satisfont aux exigences du programme d'ESEE. En procédant ainsi, la mine s'assure que les données recueillies dans le cadre du programme d'ESEE pourront être comparées aux données historiques.

2.1.1 Première ESEE

Le premier plan d'étude sera présenté à l'agent d'autorisation soit:

a) 12 mois suivant la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM,
b) 24 mois suivant la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM si les conditions suivantes s'appliquent:
    i) la mine a complété des études de suivi biologique avant qu'elle ne devienne assujettie au REMM,
    ii) les études de suivi biologique antérieures ont montré que l'effluent cause des effets sur les poissons, les tissus de poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques,
    iii) les résultats des études de suivi biologique ont été présentés à l'agent d'autorisation au plus tard 12 mois suivant la date à laquelle la mine est devenue assujettie à l'article 7 du REMM, accompagnés d'un rapport comportant les données scientifiques justificatives.

Le premier plan d'étude devrait comporter les éléments suivants :

a) les informations sur la caractérisation du site (chapitre 3)

b) une description du déroulement de l'étude sur les poissons (chapitre 4) (si la concentration de l'effluent dans la zone exposée est supérieure à 1 % en deçà de 250 m de tout point de rejet final) incluant :
    - les espèces de poissons (section 4.3.2.2.1);
    - les zones d'échantillonnage (section 4.2.2);
    - la taille d'échantillon (section 4.3.2.2.3);

- les méthodes de terrain et de laboratoire (sections 4.6 à 4.9);
- la façon dont les points mentionnés ci-dessus seront utilisés pour générer les informations nécessaires pour déterminer si l'effluent a un effet sur les poissons.

c) une description du déroulement de l'analyse des tissus de poissons (chapitre 6) (si, durant la caractérisation de l'effluent la concentration de mercure total dans l'effluent est égale ou supérieure à 0,10 µg/L) incluant :
   - les espèces de poissons (section 4.3.2.2.1);
   - les zones d'échantillonnage (section 4.2.2);
   - la taille d'échantillon (section 4.10.1.1);
   - les méthodes de terrain et de laboratoire (sections 4.6 et 4.10);
   - la façon dont les points mentionnés ci-dessus seront utilisés pour générer les informations nécessaires pour déterminer si l'effluent a un effet sur les tissus de poissons.

d) une description du déroulement de l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques (chapitre 5) incluant:
   - les zones d'échantillonnage (sections 5.6 et 5.8);
   - la taille d'échantillon (section 5.11);
   - la saison d'échantillonnage (section 5.10);
   - les méthodes de terrain et de laboratoire (sections 5.12, 5.21, 5.22);
   - la façon dont les points mentionnés ci-dessus seront utilisés pour générer les informations nécessaires pour déterminer si l'effluent a un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques.

e) les dates et heures de prélèvement des échantillons aux fins du suivi biologique,

f) une description des mesures d'assurance de la qualité et de contrôle de qualité qui seront prises pour garantir la validité des données recueillies,

g) un sommaire des résultats de toutes études de suivi biologique antérieures.

2.1.2 Deuxième plan d'étude et plans d'étude subséquents

Le deuxième plan d'étude et tout plan d'étude subséquent sera présenté à l'agent d'autorisation au moins six mois avant que le suivi biologique soit entamé.

Aux fins du suivi périodique, le deuxième plan d'étude et le plan d'étude subséquent comprendra l'information inclue dans le premier plan d'étude ainsi qu'un sommaire des résultats des ESEE antérieures.

Une étude de suivi ciblé est entamée si les résultats des deux dernières études de suivi biologique indiquent un effet sur les poissons, les tissus de poissons ou la communauté

d'invertébrés benthiques. La conception de l'étude de suivi ciblé comprend les mêmes informations que les plans d'études de suivi périodique mentionnées plus haut, ainsi que la description d'au moins une zone d'échantillonnage additionnelle dans la zone exposée permettant l'évaluation de l'ampleur et de la portée géographique de l'effet.

Une étude de la recherche des causes est effectuée lorsque l'ampleur et la portée géographique sont connues, mais que la cause de l'effet est encore inconnue. Le plan d'étude pour la recherche des causes n'inclue pas nécessairement les mêmes informations que les plans des études de suivis périodiques ou ciblés. Il comprend plutôt une description détaillée des travaux de terrain et de laboratoire qui seront effectués pour déterminer la cause de l'effet chez les poissons, dans les tissus de poissons ou dans la communauté des invertébrés benthiques.

2.1.3 Plan d'étude de suivi biologique finale (avant la fermeture d'une mine)

Une mine ayant avisé l'agent d'autorisation par écrit de son intention de fermer (art. 31, par. (1) du REMM), présentera à ce dernier un plan d'étude dans les six mois qui suivent.

Ce plan d'étude comprendra les mêmes informations que le deuxième plan d'étude (ou les plans d'étude subséquents) en fonction de l'étape à laquelle la mine se trouve (suivi périodique, suivi ciblé ou recherche des causes).

2.2 Résumé de l'information présentée dans le plan d'étude de suivi biologique

2.2.1 Caractérisation du site

Les informations présentées dans le plan d'étude de la caractérisation du site, incluent:

- une description de la façon dont l'effluent se mélange dans la zone exposée, y compris une estimation de la concentration de l'effluent à 250 m de chaque point de rejet final prévu;
- une description de la région géographique où l'ESEE sera effectuée, y compris la zone exposée et de référence, ainsi que ces caractéristiques géologiques, hydrologiques, océanographiques, limnologiques, chimiques et biologiques;
- les types de procédés de production utilisés par la mine et des pratiques de protection de l'environnement appliquées à la mine;
- un sommaire des exigences législatives fédérales, provinciales ou autres, visant la mine et portant sur le suivi de l'effluent et de l'environnement;

- une description de tous facteurs anthropiques ou naturels non liés à l'effluent étudié, mais dont on peut raisonnablement s'attendre à ce qu'ils contribuent à tout effet observé;
- tout renseignement supplémentaire propre à la caractérisation du site.

2.2.2 Étude des poissons

Le plan d'étude des poissons (chapitre 4) dans le cadre de l'ESEE devrait décrire et justifier sur une base scientifique la sélection des éléments suivants :

Les espèces de poissons choisies (section 4.3.2.2.1). Le choix de spécimens matures de deux espèces de poissons est recommandé, tenant compte des espèces choisies lors des études précédentes. Les espèces satisfaisant aux critères suivants sont préférables:
- espèces résidentes (non migratrices) identifiées lors de la caractérisation du site;
- les mâles et femelles sexuellement matures d'espèces abondantes dans la zone exposée et de référence;
- espèces pour lesquelles il est possible d'obtenir un permis de pêche ou d'échantillonnage;
- espèces les plus susceptibles d'être exposées à l'effluent dans le zone exposée.

S'il est impossible de choisir deux espèces de poissons sexuellement matures aux fins l'étude des poissons, on peut sélectionner une espèce de poissons matures et une espèce de poissons immatures, ou:
- deux espèces de poissons immatures;
- une espèce de poissons matures;
- une espèce de poissons immatures.

L'emplacement des zones d'échantillonnage dans la zone exposée et la zone de référence retenues pour l'étude des poissons. Pour choisir l'emplacement des zones d'échantillonnage (section 4.2.2), il convient de tenir compte des facteurs suivants :
- la zone la plus exposée à l'effluent abritant les espèces de poissons choisies (suivi initial et périodique) ou les zones s'éloignant progressivement du point de rejet de l'effluent, de façon à déterminer l'ampleur géographique (suivi ciblé);
- la taille des échantillons de poissons requis aux fins de l'étude;
- l'abondance des espèces de poissons choisies dans les zones d'échantillonnage potentielles;
- l'emplacement des zones d'échantillonnage choisies au cours d'une ESEE antérieure;
- l'emplacement des facteurs confondants.

La taille des échantillons de poissons (section 4.3.2.2.3). Les tailles d'échantillons suivantes sont recommandées:
- 20 mâles et 20 femelles sexuellement matures dans chaque zone d'échantillonnage;
- 20 poissons sexuellement immatures additionnels dans chaque zone d'échantillonnage

si la taille maximale de l'espèce choisie mesure environ 150 millimètres.

Toutefois, l'exploitant peut choisir une autre taille d'échantillon fondée sur une analyse de la puissance statistique des données disponibles. Si une autre taille d'échantillon est retenue, les valeurs d'alpha et de bêta devraient être égales, et la taille de l'effet considérée aux fins de la détermination de la taille de l'échantillon devrait être précisée.

Si une méthode d'échantillonnage non destructrice est utilisée, la mine est tenue de prélever dans chaque zone d'échantillonnage au moins 100 poissons de chaque espèce en s'assurant que ceux-ci sont représentatifs des différentes classes de tailles.

Les engins ou méthodes d'échantillonnage (sections 4.6 à 4.9) *qui seront utilisés dans les zones d'échantillonnage, et la date et l'heure approximative auxquelles les prélèvements des espèces de poissons choisies seront effectués.*

2.2.3 Analyse des tissus de poissons

Une mine doit effectuer une analyse des tissus de poissons si elle décèle une concentration de mercure égale ou supérieure à 0,10 µg/L dans son effluent. Le plan d'étude pour l'analyse des tissus de poissons devrait décrire et justifier sur une base scientifique la sélection des éléments suivants :

Les espèces de poissons choisies (section 4.3.2.2.1). Le choix des espèces de poissons pour l'analyse de métaux devrait être fait en fonction des espèces couramment consommées par la population locale. De même, les tissus analysés devraient être ceux qui sont consommés localement.

L'emplacement des zones d'échantillonnage dans la zone exposée et de référence où l'étude des poissons sera effectuée. Le choix le l'emplacement des zones d'échantillonnage (section 4.2.2) devrait tenir compte des mêmes facteurs considérés pour l'étude des poissons.

La sélection de la taille des échantillons de poissons (section 4.10.1.1). L'utilisation d'un échantillon composite de huit poissons du même sexe et de la même espèce et recommandée.

Les engins ou méthodes d'échantillonnage (sections 4.6 et 4.10) *qui seront utilisés dans les zones d'échantillonnage, et la date et l'heure approximative auxquelles les prélèvements des espèces de poissons choisies seront effectués.*

2.2.4 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques

Le plan d'étude de la communauté d'invertébrés benthiques, devrait préciser et justifier sur une base scientifique le choix des éléments suivants :

L'emplacement des zones d'échantillonnage (sections 5.6 et 5.8). Dans le choix des zones d'échantillonnage, la préférence devrait être accordée à l'habitat des invertébrés benthiques qui :

- a été identifié comme tel lors de la caractérisation du site et qui est dominant dans la zone d'étude;
- a la plus grande diversité d'invertébrés benthiques dans la zone à l'étude;
- est le plus exposé à l'effluent dans la zone exposée (suivi initial et périodique) ou les zones s'éloignant progressivement du point de rejet de l'effluent, de façon à déterminer l'ampleur géographique (suivi ciblé).

En choisissant les zones d'échantillonnage, la mine devrait tenir compte du plan d'échantillonnage qui sera utilisé parmi les plans suivants: contrôle-impact, contrôle-impact multiple, gradient simple, gradient radial, gradients multiples et l'approche fondée sur les conditions de référence.

Il convient également de prendre en compte les facteurs suivants :

- les zones d'échantillonnage utilisées aux fins d'une étude de la communauté d'invertébrés benthiques précédente;
- l'emplacement des facteurs confondants;
- le plan d'échantillonnage choisi pour l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques.

La sélection de la taille des échantillons (section 5.11). La sélection de la taille des échantillons (c.-à-d. le nombre de stations d'échantillonnage) devrait être faite au moyen d'une analyse de la puissance statistique.

Les valeurs d'alpha et de bêta devraient être égales, et la taille de l'effet utilisée pour déterminer le nombre de stations d'échantillonnage devraient être spécifiée.

Le plan d'étude devrait également préciser et justifier le nombre d'échantillons d'invertébrés benthiques qui seront prélevés à chaque station d'échantillonnage.

La saison d'échantillonnage pour l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques (section 5.10). Lors de la sélection de la saison d'échantillonnage, la mine devrait considérer la saison durant laquelle s'est déroulé l'échantillonnage lors d'une étude précédente et retenir de préférence la saison durant laquelle :

- la communauté d'invertébrés benthiques est la plus diversifiée;
- l'exposition de la communauté d'invertébrés benthiques à l'effluent devrait vraisemblablement atteindre son maximum.

Éléments associés aux travaux sur le terrain et en laboratoire (sections 5.12, 5.21 et 5.22):

- l'équipement d'échantillonnage qui sera utilisé pour prélever des échantillons à chaque station d'échantillonnage;
- la méthode d'échantillonnage qui sera utilisée à chaque station d'échantillonnage;
- la méthode de laboratoire qui sera utilisée pour la préparation des échantillons en vue de l'identification et du dénombrement des invertébrés benthiques échantillonnés;
- la méthode d'échantillonnage et les travaux connexes en laboratoire prévus pour les échantillons de sédiments qui seront recueillis à chaque station d'échantillonnage des invertébrés benthiques.

2.2.5 Méthodes alternatives de suivi biologique

Les situations où l'étude des poissons ne génère pas des information utiles ou se révèle inefficace en terme de coûts, sont caractérisées par les circonstances où:

- la poursuite de l'étude des poissons et de l'analyse de tissus des poissons dans la zone d'étude expose une personne à des conditions dangereuses; ou
- la présence de facteurs confondants dans la zone d'étude empêche l'étude des poissons et l'analyse des tissus de poissons d'évaluer de façon scientifiquement rigoureuse l'effet de l'effluent sur le poisson.

De plus amples détails sur les méthodes à utiliser pour les plan d'études alternatives sont présentés au chapitre 12. Lorsqu'une méthode alternative est envisagée pour l'étude des poissons ou l'analyse des tissus, le plan d'étude devrait décrire en détail les éléments suivants:

- les espèces de poissons;
- les zones d'échantillonnage;
- la taille d'échantillon;
- les méthodes de terrain et de laboratoire;
- la façon dont les points mentionnés ci-dessus seront utilisés pour générer les informations nécessaires pour déterminer si l'effluent a un effet sur les poissons et/ou sur les tissus de poissons.

Lorsqu'une méthode alternative est envisagée pour l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques, le plan d'étude devrait décrire en détail les éléments suivants:

- les zones d'échantillonnage;
- la taille d'échantillon;
- la saison d'échantillonnage;
- les méthodes de terrain et de laboratoire;
- la façon dont les points mentionnés ci-dessus seront utilisés pour générer les informations nécessaires pour déterminer si l'effluent a un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques.

Table des matières

3. Caractérisation du site 3-1

3.1 Vue d'ensemble 3-1

3.2 Cartographie et classification des habitats 3-4
3.2.1 Considérations propres à l'environnement 3-5
3.2.2 Délimitation des zones de dépôt 3-8
3.2.3 Inventaire des ressources aquatiques 3-8

3.3 Mélange de l'effluent dans la zone exposée 3-11
3.3.1 Mesures visant à établir la composition de l'effluent 3-12
3.3.1.1 Mesures de la conductivité 3-12
3.3.1.2 Traçage à l'aide de métaux présents dans l'effluent 3-12
3.3.2 Étude de délimitation des panaches 3-13
3.3.2.1 Utilisation de traceurs 3-14
3.3.2.2 Mesures sur le terrain 3-16
3.3.2.3 Considérations propres au milieu 3-18
3.3.3 Utilisation de modèles prédictifs 3-23

3.4 Utilisation des données de toxicité sublétale pour la caractérisation du site 3-24

3.5 Caractéristiques des environnements miniers 3-24
3.5.1 Sites miniers situés près des eaux d'amont 3-25
3.5.2 Taille et durée de vie des mines 3-25
3.5.3 Qualité et volume des effluents 3-25
3.5.4 Géologie locale 3-27
3.5.5 Biodisponibilité des métaux 3-27

3.6 Références 3-27

Liste des tableaux

Tableau 3-1: Caractérisation du site - information pour la préparation d'un plan d'étude d'ESEE 3-3
Tableau 3-2: Sous-classes de substrats et types de dominance (d'après Cowardin *et al.*, 1979) 3-7
Tableau 3-3: Modifications de la salinité (d'après Cowardin *et al.*, 1979) 3-7
Tableau 3-4: Modifications du régime hydrologique (d'après Cowardin *et al.* , 1979)..... 3-7
Tableau 3-5a: Espèces de poissons en voie de disparition* au Canada (novembre 1998)3-9
Tableau 3-5b: Espèces de poissons menacées* au Canada (novembre 1998) 3-9
Tableau 3-5c: Espèces de poissons préoccupantes* au Canada (novembre 1998)..... 3-10

Liste des figures

Figure 3-1: Classification hiérarchique des habitats de milieux humides et d'eaux profondes indiquant les systèmes, les sous-systèmes et les classes (d'après Cowardin *et al.*, 1979)..... 3-6

3. Caractérisation du site

3.1 Vue d'ensemble

Les informations relatives à la caractérisation du site doivent être présentées dans chaque plan d'étude. Tel qu'indiqué à *l'article 11 de l'annexe 5* du REMM, ces informations seront comprises dans le premier plan d'étude en plus de détails. Un sommaire des informations portant sur la caractérisation du site sera inclus dans les plans d'études subséquents, avec une mise à jour détaillée de toute information nouvelle.

Dans la plupart des cas, les informations pertinentes pour la caractérisation du site proviennent principalement de sources historiques et des utilisateurs locaux des ressources halieutiques. Certaines données de terrain additionnelles peuvent se révéler nécessaires pour fournir un aperçu approprié de la situation aux fins du premier plan d'étude de l'ESEE, en particulier en ce qui concerne l'hydrologie et les ressources aquatiques. De telles informations, en particulier les caractéristiques hydrologiques, sont essentielles pour la conception des ESEE.

Les informations amassées à l'étape de la caractérisation du site peuvent être utilisées pour identifier les sites d'échantillonnage potentiels, avec des habitats similaires, compris dans la zone de référence et la zone exposée et pour obtenir des renseignements sur d'autres rejets et d'éventuels facteurs confondants qui auraient le potentiel de brouiller l'interprétation des données récoltées dans ces zones. La section 3.5 présente des informations sur les caractéristiques environnementales uniques aux sites miniers qui devraient être prises en considération au cours de la caractérisation du site.

Dans une large mesure, les informations recueillies durant la caractérisation du site peuvent être reportées sur une carte. Les cartes devraient être d'une échelle suffisante (p. ex. 1:5000) pour montrer avec la précision requise les caractéristiques de la zone d'étude. L'échelle employée devrait être indiquée sur toutes les cartes utilisées. La superficie de la zone d'étude à cartographier devrait être déterminée en fonction des caractéristiques de la zone et devrait inclure la zone exposée et la zone de référence.

La portion du plan d'étude du programme d'ESEE portant sur la caractérisation du site devrait comporter les renseignements suivants :

1) une description de la façon dont l'effluent se mélange dans la zone exposée (section 3.3), y compris une estimation de la concentration de l'effluent à 250 m de chacun des points de rejet final (tel que requis dans le REMM);

2) une description de la zone de référence et de la zone exposée où les études de suivi biologique seront effectuées, y compris des renseignements sur les caractéristiques

géologiques, hydrologiques, océanographiques, limnologiques, chimiques et biologiques de ces zones (tableau 3.1);

3) une description des types de procédés de production utilisés par la mine et des pratiques de protection de l'environnement appliquées à la mine (tableau 3.1);

4) un sommaire des exigences législatives fédérales, provinciales ou d'autres lois visant la mine et portant sur le suivi de l'effluent et de l'environnement;

5) une description des facteurs anthropiques, naturels ou autres non liés à l'effluent étudié, mais dont on peut raisonnablement s'attendre à ce qu'ils contribuent à tout effet observé (tableau 3.1);

6) tout renseignement supplémentaire propre à la caractérisation du site, ce qui peut inclure :
   a) une identification des principaux réactifs chimiques utilisés dans le procédé global de production depuis le 1er janvier 1996. Les mines sont encouragées à préciser les quantités de réactifs qu'elles utilisent actuellement. Cette liste devrait inclure les types de réactifs suivants :
      - activateurs
      - floculants
      - régulateurs de pH
      - déprimants
      - moussants
      - collecteurs
   b) une liste de tous les points de rejet d'effluent dans la zone exposée. Cette liste devrait préciser toutes les sources connues d'effluent dans l'environnement aquatique, y compris celles régies par le REMM, ainsi que toute autre source (p. ex. sources diffuses) susceptible d'avoir des effets sur l'environnement aquatique;
   c) des informations sur les conditions climatiques locales, en particulier le régime saisonnier des précipitations.

Tableau 3-1: Caractérisation du site - information pour la préparation d'un plan d'étude d'ESEE

Type d'information	Renseignements recommandés
Caractéristiques générales	• géologie de la roche de fond et des dépôts meubles • topographie • sol et végétation • accessibilité du site climatologie*
Hydrologie	• description des bassins • caractéristiques de l'écoulement (cours d'eau) ou de la dispersion (lacs, estuaires, eaux marines) * • description générale du mélange des effluents et des eaux réceptrices * • cartographie bathymétrique (avec la pente dans les milieux marins) • gradient (cours d'eau) • marées (eaux marines) - données mensuelles moyennes sur la hauteur de la marée • régimes de stratification (thermique et chimique) obstacles naturels au passage des poissons
Influences anthropiques	• quais, jetées, gares maritimes, marinas, rampes de mise à l'eau, aires publiques de loisirs • ponts, franchissements et gués • prises d'eau, rejets d'effluents, rejets d'eaux pluviales, trop-pleins d'égouts • dépotoirs • inventaire des sources de contaminants (ponctuelles et diffuses) • barrages, ponceaux, chutes d'eau et autres obstacles au passage des poissons • utilisation des terres environnantes emplacement des établissements aquacoles

Caractéristiques des ressources aquatiques	• emplacement des zones exposées et des zones de référence utilisées dans les études antérieures
	• espèces de poissons, crustacés et mollusques présentes (résidentes et migratrices)*
	• abondance relative des espèces de poissons, crustacés et mollusques *
	• utilisation des zones exposées et des zones de référence par les poissons, crustacés et mollusques (frayères, nourriceries, etc.)
	• espèces rares, menacées ou en danger de disparition (le cas échéant)*
	• pêches non commerciales (sportives et de subsistance)*
	• pêches commerciales *
	• zones de croissance des macrophytes
	• habitats d'invertébrés benthiques écologiquement pertinents avec leurs proportions relatives :
	  • délimitation des zones d'érosion et de sédimentation
	  • classification des substrats

Systèmes et pratiques de protection de l'environnement	• gestion de l'eau * • traitement des effluents * • temps de résidence * • gestion des résidus de mine * • lagunes tertiaires * • stériles * (y compris l'emploi des résidus de roche pour le remblayage des mines et la construction)

[1] Cette information peut facilement être présentée sous forme de cartes sauf en ce qui concerne les caractéristiques identifiées par (*). Prévoir une échelle suffisante pour montrer les caractéristiques avec un niveau de détail suffisant, en précisant l'échelle employée sur la carte.

3.2 Cartographie et classification des habitats

Certains aspects de la cartographie et de la classification des habitats ainsi que de l'inventaire des ressources aquatiques sont précisés à l'étape de la caractérisation du site. Toutefois, dans de nombreux cas, une cartographie plus fine des habitats peut faciliter l'identification des types d'habitats présents dans la zone exposée et la zone de référence. La présente section sert de guide pour la cartographie et la classification des habitats.

La méthode recommandée pour tracer une carte des habitats est de classifier ces habitats. Le cadre général (figure 3.1) recommandé pour la classification des caractéristiques aquatiques est le système de classification élaboré par le U.S. Fish and Wildlife Service (FWS), « Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States » (Cowardin *et al.*, 1979; Busch et Sly, 1992). Ce système permet la classification d'un large éventail d'habitats continentaux, aquatiques et semi-aquatiques.

Le système de classification du FWS est hiérarchique et, au niveau le plus large, reconnaît cinq grandes catégories, soit les systèmes marins, estuariens, fluviaux, lacustres et littoraux (figure 3.1). Ces systèmes sont à leur tour divisés en sous-systèmes en fonction de leurs conditions hydrologiques (p. ex. littoral par opposition à limnétique dans le cas du système lacustre). Toutefois, le système littoral n'est pas scindé en sous-systèmes. Les sous-systèmes sont à leur tour subdivisés en classes décrivant l'aspect de chaque habitat en fonction de la végétation (p. ex. milieux humides émergent, milieux submergés, marécages boisés) ou du substrat, lorsque la végétation est peu apparente ou absente (p. ex. rivage non consolidé, rives rocailleuses, lit de cours d'eau). Chaque classe peut ensuite être subdivisée en sous-classes, puis en types dominants.

Pour la caractérisation du site, il est recommandé d'utiliser le système de classification jusqu'au niveau de la classe, tel qu'illustré à la figure 3.1. En outre, les sous-classes et les types de dominance proposés par le FWS pour les substrats et les modificateurs devraient être utilisés pour les régimes de salinité et les régimes hydrologiques (tableaux 3.2 à 3.4). Comme le système du FWS offre une résolution minimale ou nulle dans la dimension verticale (profondeur), il est recommandé de recueillir des renseignements sur les profils de température et d'oxygène au cours des périodes de l'année où il existerait certaines

contraintes (généralement l'été ou peut-être sous la glace en hiver) et sur les gradients verticaux et horizontaux de salinité en présence de différentes conditions de marées si l'environnement récepteur est sujet à une stratification verticale (p. ex. habitat estuarien).

On trouvera dans Cowardin *et al.* (1979) des renseignements additionnels sur les méthodes de description des habitats applicables aux milieux côtiers et estuariens. Il est également recommandé de décrire les substrats benthiques lorsque cela est approprié. Le lecteur est invité à consulter d'autres guides pertinents sur l'évaluation des habitats, tels ceux publiés par le ministère de l'Environnement et des Parcs de la Colombie-Britannique (1987), le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (1989), Plafkin *et al.* (1989) et Pêches et Océans Canada (1990).

3.2.1 Considérations propres à l'environnement

Rivières : Il est recommandé de veiller à ce que les descriptions d'habitats riverains comprennent des renseignements sur le gradient d'altitude; l'emplacement des barrages, des chutes et des autres obstacles à la migration du poisson; le débit annuel moyen et sa variabilité; les caractéristiques générales des substrats de chaque cours d'eau (préférablement présentées sous forme de graphique indiquant le profil selon un gradient). Les apports d'aval et d'amont (p. ex. eaux pluviales, trop-plein d'égouts, effluents d'autres sites industriels) devraient être cartographiés et décrits.

Lacs : Les caractéristiques importantes des habitats lacustres comprennent la bathymétrie, l'emplacement des principaux tributaires et exutoires ainsi que les conditions générales d'oxygénation et de température (stratification thermique, épuisement de l'oxygène en profondeur).

Rivages côtiers: Les paramètres de cartographie additionnels suivants sont recommandés pour les rivages (marins, Grands Lacs); ils incluent les isobathes, les caractéristiques des substrats côtiers, la configuration du rivage et l'emplacement des affluents, autres sources de rejet et activités.

Estuaires : Les estuaires sont le mieux décrits par leurs gradients généraux de salinité, les débits, la bathymétrie et les caractéristiques générales de leur substrat. Une description des cycles de marée est recommandée pour tous les habitats marins ou estuariens. La plupart des caractéristiques susmentionnées peuvent être extraites de cartes maritimes ou topographiques et de publications gouvernementales sur les marées et les débits classés des cours d'eau; elles peuvent être obtenues aussi au moyen d'entrevues auprès de fonctionnaires locaux et de personnes informées.

Figure 3-1: Classification hiérarchique des habitats de milieux humides et d'eaux profondes indiquant les systèmes, les sous-systèmes et les classes (d'après Cowardin *et al.*, 1979)

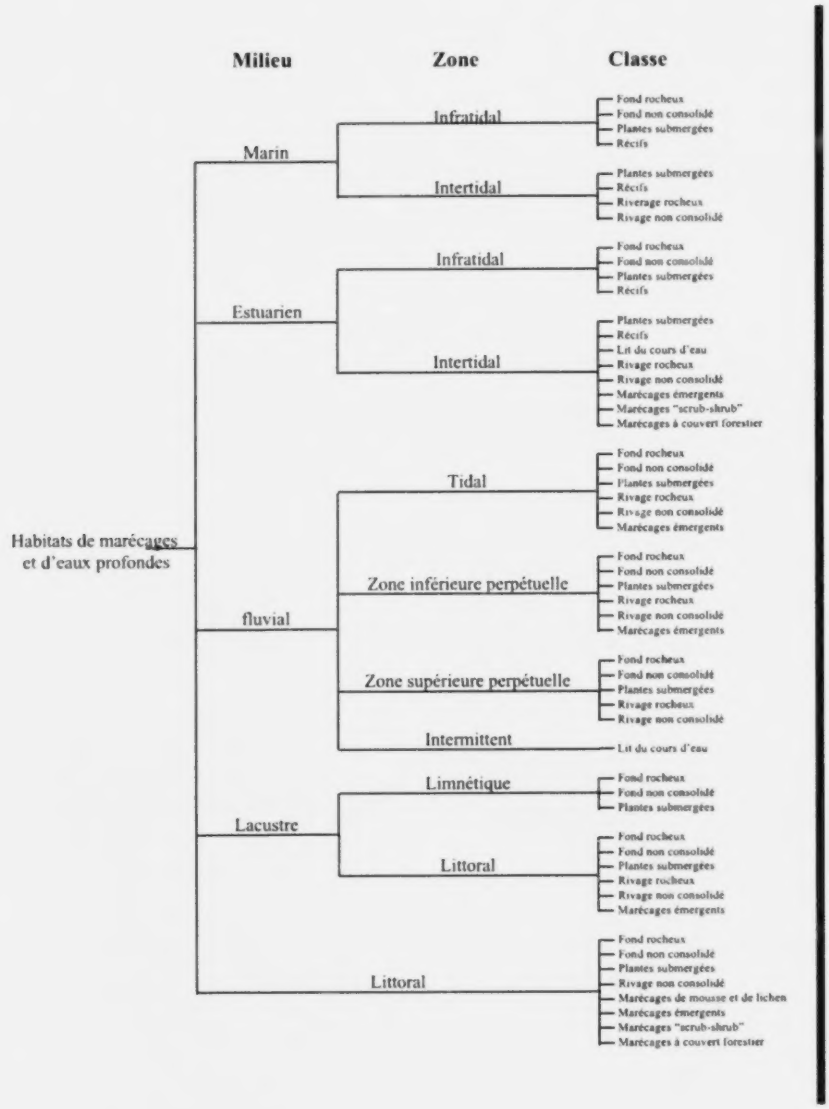


Tableau 3-2: Sous-classes de substrats et types de dominance (d'après Cowardin *et al.*, 1979)

Classe de substrats	Sous-classe/ type de dominance	Classe de substrats	Sous-classe/ type de dominance
Fond rocheux	Roche-mère Gravier	Fond non consolidé	Galets et graviers Sable Vase Organique
Plantes submergées	Algues Mousses aquatiques Plantes vasculaires enracinées Plantes vasculaires flottantes	Récifs	Mollusques
Lit du cours d'eau	Roche-mère Gravier Galets et gravier Sable Boue Vase organique	Rivage rocheux	Roche-mère Gravier

Tableau 3-3: Modifications de la salinité (d'après Cowardin *et al.*, 1979)

Milieux	**Salinité (parties par mille)**	**Gammes de conductivité (µmhos à 25 °C)**
Hyperhalin	>40	>60 000
Euhalin	30-40	45 000-60 000
Mixohalin (saumâtre)	0,5-30	800-45 000
Polyhalin	18,0-30	30 000-45 000
Mésohalin	5,0-18	8 000-30 000
Oligohalin	0,5-5	800-8 000
Eau douce	<0,5	<800

Tableau 3-4: Modifications du régime hydrologique (d'après Cowardin *et al.* , 1979)

Sous-classe	**Gradient**	**Sous-classe**	**Modifications**
Soumis aux marées	Infratidal Exposé de façon irrégulière Submergé de façon régulière Submergé de façon irrégulière	Non soumis aux marées	Submergé de façon permanente Exposé de façon intermittente Submergé de façon semi-permanente Submergé de façon saisonnière Submergé de façon temporaire Submergé de façon intermittente

3.2.2 Délimitation des zones de dépôt

Les zones de dépôt se forment aux endroits où le courant ralentit, ce qui permet la décantation des particules. La sédimentation des particules les plus fines se produit dans les zones où le courant est le plus lent. Les données historiques sur les contaminants ou la communauté d'invertébrés benthiques peuvent orienter la sélection des stations d'échantillonnage dans la zone exposée (section 3.3). Pour comparer les communautés d'invertébrés benthiques résidantes, il est recommandé de choisir des zones de dépôt de sédiments semblables (mais non contaminées) dans la zone de référence.

Les zones de dépôt dans la zone exposée seront identifiées et indiquées sur la carte des habitats. Toute caractéristique des sédiments (chimie, toxicité) devrait être mentionnée.

3.2.3 Inventaire des ressources aquatiques

Un inventaire des ressources aquatiques inclut l'identification des poissons et des mollusques et crustacés résidants et transitoires qui sont l'objet d'une pêche commerciale et non commerciale (pêche sportive, y compris les poissons ensemencés, et pêche de subsistance) au moment où l'inventaire est réalisé. En outre, il convient de documenter la présence de toutes les espèces reconnues par un organisme fédéral, provincial ou territorial comme rares, en voie de disparition ou menacées (tableau 3.5) et de toutes les espèces suffisamment abondantes pour être considérées comme des espèces convenant à l'ESEE lors de la caractérisation du site, tel qu'indiqué à la section 3.1. Les informations requises peuvent être obtenues par consultation de biologistes de district rattachés à des organismes de réglementation ou musées fédéraux, provinciaux ou territoriaux et d'agents de la conservation locaux ou au moyen d'entrevues avec des membres de la communauté locale (pêcheurs, autochtones et groupes d'intérêt). La présence d'installations aquacoles devrait également être signalée.

Une bonne connaissance de la zone d'étude contribue au succès des études de terrain subséquentes. Il est recommandé d'effectuer des travaux sur le terrain afin de vérifier les données historiques lorsque celles-ci sont peu détaillées ou anciennes.

Au moment d'élaborer le plan d'étude, il importe de prendre en compte l'utilisation que font les poissons de la zone d'étude de manière à concevoir l'étude de correctement. Par exemple, si la zone d'étude est utilisée principalement par les poissons juvéniles alors que les poissons adultes n'y sont que de passage, il convient de trouver une zone de référence présentant des caractéristiques comparables et de choisir en conséquence les variables à mesurer. En pareil cas, on s'attachera à faire ressortir d'éventuelles différences dans la croissance des poissons, et non pas dans leur reproduction, les gonades étant absentes chez les poissons juvéniles. Les poissons ensemencés ne conviennent pas au suivi du type de l'ESEE, car il s'agit surtout de poissons de pêche sportive. De plus, les poissons

ensemencés ne présentent généralement pas de succès de reproduction apparent, de sorte que cette mesure terminale ne peut pas être évaluée.

Tableau 3-5a: Espèces de poissons en voie de disparition* au Canada (novembre 1998)

Provinces/Territoires	Noms des espèces		Dernière évaluation
Colombie-Britannique	Meunier de Salish	*Catostomus* sp.	1986
	Naseux de Nooksack	*Rhinicthys* sp.	1996
Nouvelle-Écosse	Corégone de l'Atlantique	*Coregonus huntsmani*	1987
Ontario	Omble Aurora	*Salvelinus fontinalis timagamiensis*	1984

* Espèce en voie de disparition : toute espèce exposée à une extinction ou une disparition imminente (COSEPAC, 1998).

Tableau 3-5b: Espèces de poissons menacées* au Canada (novembre 1998)

Provinces/Territoires	Noms des espèces		Dernière évaluation
Alberta	Cisco à mâchoires égales	*Coregonus zenithicus*	1987
	Chabot de profondeur des Grands Lacs	*Myoxocephalus thompsoni*	1987
Colombie-Britannique	Chabot à tête courte	*Cottus confusus*	1984
	Épinoche Texada - forme benthique et limnétique	*Gasterosteus* sp.	1998
	Épinoche du lac Enos - 2 espèces	*Gasterosteus* spp.	1988
Manitoba	Cisco à mâchoires égales	*Coregonus zenithicus*	1987
	Buffalo à grande bouche	*Ictiobus cyprinellus*	1989
	Chabot de profondeur des Grands Lacs	*Myoxocephalus thompsoni*	1987
Nouveau-Brunswick	Éperlan nain du lac Utopia	*Osmerus* sp.	1998
Territoires du Nord-Ouest	Cisco à mâchoires égales	*Coregonus zenithicus*	1987
	Chabot de profondeur des Grands Lacs	*Myoxocephalus thompsoni*	1987
Ontario	Dard de sable	*Ammocrypta pellucida*	1994
	Corégone du lac Simcoe	*Coregonus clupeaformis*	1987
	Cisco à nageoires noires	*Coregonus nigripinnis*	1988
	Cisco à museau court	*Coregonus reighardi*	1987
	Cisco à mâchoires égales	*Coregonus zenithicus*	1987
	Buffalo à grande bouche	*Ictiobus cyprinellus*	1989
	Chevalier noir	*Moxostoma duquesenei*	1988
	Chabot de profondeur des Grands Lacs	*Myoxocephalus thompsoni*	1987
	Chat-fou livré	*Noturus insignis*	1989
	Dard gris	*Percina copelandi*	1993
Québec	Dard de sable	*Ammocrypta pellucida*	1994
	Chevalier cuivré	*Moxostoma hubbsi*	1987
	Chabot de profondeur des Grands Lacs	*Myoxocephalus thompsoni*	1987
	Chat-fou livré	*Noturus insignis*	1989
	Dard gris	*Percina copelandi*	1993
Saskatchewan	Cisco à mâchoires égales	*Coregonus zenithicus*	1987
	Buffalo à grande bouche	*Ictiobus cyprinellus*	1989
	Chabot de profondeur des Grands Lacs	*Myoxocephalus thompsoni*	1987

* Espèce menacée : toute espèce susceptible de devenir en danger de disparition si les facteurs limitants auxquels elle est exposée ne sont pas supprimés (COSEPAC, 1998).

Tableau 3-5c: Espèces de poissons préoccupantes* au Canada (novembre 1998)

Provinces/Territoires	Noms des espèces		Dernière évaluation
Océans			
Arctique	Terrassier à six lignes	*Acantholumpenus mackayi*	1989
	Loup de Bering	*Anarhichas orientalis*	1989
Atlantique	Morue franche	*Gadus morhua*	1998
Pacifique	Sardine du Pacifique	*Sardinops sagax*	1987
Alberta	Méné d'argent de l'Ouest	*Hybognathus argyritis*	1997
Colombie-Britannique	Esturgeon vert	*Acipenser medirostris*	1987
	Esturgeon blanc	*Acipenser transmontanus*	1990
	Chabot pigmé	*Cottus* sp.	1997
	Épinoche lisse des îles de la Reine-Charlotte	*Gasterosteus aculeatus*	1983
	Épinoche géante	*Gasterosteus* sp.	1980
	Lamproie du lac Cowichan	*Lampetra macrostoma*	1998
	Naseux moucheté	*Rhinichthys osculus*	1980
	Naseux d'Umatilla	*Rhinichthys umatilla*	1988
Manitoba	Lamproie brune	*Ichthyomyzon castaneus*	1991
	Lamproie du Nord	*Ichthyomyzon fossor*	1991
	Méné à grandes écailles	*Macrhybopsis storeriana*	1985
	Méné à grande bouche	*Notropis dorsalis*	1985
	Tête rose	*Notropis rubellus*	1994
Nouveau-Brunswick	Esturgeon à museau court	*Acipenser brevirostrum*	1980
	Crapet rouge	*Lepomis auritus*	1989
Terre-Neuve	Fondule barré	*Fundulus diaphanus*	1989
Territoires du Nord-Ouest	Chaboisseau à quatre cornes	*Myoxocephalus quadricornis*	1989
Ontario	Méné long	*Clinostomus elongatus*	1987
	Kiyi	*Coregonus kiyi*	1988
	Sucet de lac	*Erimyzon sucetta*	1994
	Dard vert	*Etheostoma blenniodes*	1990
	Fondule rayé	*Fundulus notatus*	1985
	Lamproie du Nord	*Ichthyomyzon fossor*	1991
	Buffalo noir	*Ictiobus niger*	1989
	Lépisosté tacheté	*Lepisosteus oculatus*	1994
	Crapet sac-à-lait	*Lepomis gulosus*	1994
	Crapet menu	*Lepomis humilis*	1989
	Méné à grandes écailles	*Macrhybopsis storeriana*	1985
	Meunier tacheté	*Minytrema melanops*	1994
	Chevalier de rivière	*Moxostoma carinatum*	1987
	Méné camus	*Notropis anogenus*	1985
	Méné miroir	*Notropis photogenis*	1987
	Chat-fou tacheté	*Noturus miurus*	1985
	Chat-fou du Nord	*Noturus stigmosus*	1998
	Petit-bec	*Opsopoedus emilae*	1985
Québec	Cisco de printemps	*Coregonus* sp.	1992
	Lamproie du Nord	*Ichthyomyzon fossor*	1991
	Chevalier de rivière	*Moxostoma carinatum*	1987
Saskatchewan	Méné d'argent de l'Ouest	*Hybognathus argyritis*	1997
	Lamproie brune	*Ichthyomyzon castaneus*	1991
Yukon	Corégone du Squanga	*Coregonus* sp.	1987

* Espèce préoccupante : toute espèce qui est vulnérable à cause de caractéristiques qui la rendent particulièrement sensible aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels (COSEPAC, 1998).

3.3 Mélange de l'effluent dans la zone exposée

Au cours de la caractérisation du site la mine aura à décrire, dans le plan d'étude, la façon dont l'effluent se mélange dans la zone exposée. Cette description devrait inclure une indication des débits relatifs de l'effluent et du plan d'eau récepteur ainsi que des informations sur les variations saisonnières de débit. Ces informations renseignent sur le taux de dilution de l'effluent. La description devrait également fournir une indication de la densité de l'effluent et préciser dans quelle strate de la colonne d'eau l'effluent risque de séjourner avant de se mélanger complètement dans le plan d'eau récepteur. Cette estimation peut être établie à partir de mesures directes prises sur le terrain ou à l'aide de techniques de modélisation. Des précisions sur les mesures qui peuvent être prises sur le terrain sont fournies dans la présente section.

Si la concentration de l'effluent est inférieure à 1 % en deçà de 250 m de chaque point de rejet final, l'étude des poissons et l'analyse des tissus ne sont pas exigées. Dans ce cas, il est recommandé d'utiliser des méthodes de délimitation des panaches plus rigoureuses pour décrire la façon dont l'effluent se mélange dans la zone exposée.

La description de la façon dont l'effluent se mélange dans la zone exposée, qui est une exigence de la caractérisation du site, devrait comporter les éléments suivants :

- une description de l'endroit dans la zone exposée où se trouve l'effluent avant de se mélanger aux eaux réceptrices;
- une estimation de l'endroit dans la zone exposée où l'effluent commence à se mélanger aux eaux réceptrices et de l'endroit où le mélange est total;
- une estimation du rapport de dilution de l'effluent à divers points en aval du point de rejet de l'effluent;
- un inventaire des sources importantes de dilution autres que les eaux réceptrices principales (p. ex. tributaires ou autres cours d'eau).

Les sections qui suivent décrivent les méthodes qu'une mine peut utiliser pour amasser les informations requises en vue de décrire la façon dont l'effluent se mélange. On y trouvera également de nombreuses indications sur la façon d'effectuer une étude de délimitation des panaches au cas où il s'avérerait nécessaire d'amasser des informations plus détaillées, de même que des recommandations concernant l'utilisation de modèles prédictifs. Si l'utilisation d'un tel modèle est envisagée, il convient de prendre des mesures sur le terrain pour en vérifier les prédictions.

3.3.1 Mesures visant à établir la composition de l'effluent

3.3.1.1 Mesures de la conductivité

Si la conductivité de l'effluent est constante durant la période de l'étude, la mesure de la conductivité peut aider à délimiter le panache d'effluent dans la zone exposée. Les résultats peuvent être évalués de façon semi-quantitative, ou convertis en concentrations relatives d'effluent comprises entre 1 (effluent) et 0 (milieu ambiant) à l'aide de la formule suivante :

$$C_r = (C_a \times C_B)/(C_e \times C_b)$$

Où: C_e = conductivité de l'effluent (µS/cm)
C_b = conductivité du milieu ambiant (µS/cm)
C_a = conductivité mesurée à convertir (µS/cm)
C_r = concentration relative

La concentration relative est une expression du rapport de dilution. La température devrait être mesurée en plus des mesures de conductivité puisque la conductivité s'élève d'environ 2 % pour chaque hausse de température de 1 °C. De plus amples renseignements sur divers aspects théoriques se rattachant à la délimitation du panache de l'effluent par étude de la conductivité sont présentés dans certains documents de référence pertinents (p. ex. Fischer *et al.* 1979; Freeze et Cherry, 1979).

Bien que les mesures de la conductivité puissent fournir des estimations valides et fiables par rapport au coût de l'emplacement de l'effluent dans l'environnement récepteur, la variabilité naturelle de la conductivité dans les eaux de surface peut compliquer le repérage du front du panache. Une telle variabilité peut être observée tant en profondeur qu'en surface. La présence de nombreux affluents ou plans d'eau récepteurs peut amplifier le problème.

3.3.1.2 Traçage à l'aide de métaux présents dans l'effluent

Il est également possible de situer de façon approximative le panache de l'effluent dans la zone exposée en utilisant un paramètre de référence présent dans cet effluent et en suivant son devenir dans le temps et l'espace en mesurant ses concentrations dans des échantillons d'eau prélevés en des endroits précis. La sélection d'un tel traceur doit être fondée sur sa stabilité et sa constance de concentration ainsi que sur sa représentativité et la facilité avec laquelle il peut être mesuré. Comme le paramètre choisi doit être une substance

persistante, les métaux comme le cuivre ou le nickel peuvent être utilisés comme traceur « naturel ». Le sulfate est souvent un bon traceur d'effluents des mines de métaux usuels, en particulier dans les dépôts massifs de sulfures.

Il convient de rappeler que le paramètre de l'effluent choisi aux fins du traçage peut être présent en concentrations comparables (même ordre de grandeur) dans les eaux réceptrices. Le cas échéant, son application à la mesure de la dilution de l'effluent n'est plus valable. D'autres paramètres peuvent être présents dans l'effluent seulement, mais en concentrations si faibles que leur détection est difficile. Plusieurs paramètres peuvent être présents en concentrations significativement plus élevées et, de ce fait, utilisés à profit pour la mesure de la dilution de l'effluent. Toutefois, à cause des complications engendrées par les coûts des analyses, l'instabilité de la substance, des difficultés dans la prise de mesures ou le manque d'appareils de mesure *in situ*, ces paramètres ne se révèlent pas toujours des traceurs « naturels » appropriés. En conséquence, il convient d'évaluer le potentiel que présentent les métaux présents dans l'effluent pour le traçage et la délimitation du panache en fonction des caractéristiques propres au site.

3.3.2 Étude de délimitation des panaches

Les études de délimitation des panaches peuvent être utilisées pour évaluer quantitativement la dispersion et la dilution de l'effluent dans la zone exposée. Elles reposent habituellement sur la mesure des concentrations de traceurs dans l'effluent. Chaque type de milieu récepteur aura ses propres caractéristiques à considérer lors de la conception des études. Les principes généraux sous-tendant les études de délimitation des panaches sont exposés plus en détail ci-dessous.

La méthode recommandée pour vérifier les prévisions relatives à la dilution de l'effluent consiste à mesurer la concentration de l'effluent au milieu de la zone de rejet initial, à partir d'échantillons prélevés à la profondeur où la concentration est maximale. En prélevant ainsi trois ou quatre échantillons, il est possible de calculer la dilution initiale. Celle-ci peut être calculée en divisant la concentration maximale mesurées du traceur par la concentration du traceur dans l'effluent avant le rejet.

Dans certains cas particuliers, il peut être impossible de mesurer le panache selon le niveau de résolution voulu, et la superficie de la zone d'étude devrait alors être limitée ou élargie au besoin, selon le meilleur jugement professionnel possible. Par exemple, la mesure des concentrations et l'interprétation des résultats risquent de soulever des difficultés importantes si la rivière étudiée présente un débit insuffisant ou si la zone exposée reçoit d'autres sources de rejet à proximité de la mine.

Dans certaines circonstances, l'application des méthodes de délimitation des panaches décrites dans la présente section pourrait se révéler impossible ou soulever des difficultés pratiques. Une telle situation pourrait se présenter dans les sites :

- où la position du panache de l'effluent est transitoire (c. à d. le panache de l'effluent change rapidement d'endroit, de volume ou son écoulement change de direction);
- où la dilution de l'effluent à proximité du point de rejet est très rapide et où il serait par conséquent très difficile de positionner les stations d'échantillonnage dans la zone de mélange. Dans le cas où l'effluent se dilue rapidement, il peut être préférable de rayonner à partir du point de rejet en cherchant des indices de la présence du panache au-delà de la zone de très faible concentration. Dans le cas où la dispersion du panache est transitoire, il est recommandé de délimiter la zone de dispersion maximale en vue d'inclure toutes les zones d'exposition potentielle.

3.3.2.1 Utilisation de traceurs

Type de traceurs

Le traceur idéal a un "bruit de fond" de concentration presque nulle et se dégrade très lentement (substance persistante). Il peut être facilement mesuré sur le terrain à de faibles concentrations et est libéré dans le milieu ambiant à un taux constant. Ces conditions sont souhaitables, car il est important que l'étendue du panache soit stable au moment de la prise de mesures, et la détection du traceur à de faibles concentrations est nécessaire pour obtenir le degré de résolution requis.

- **Traceurs ajoutés :** le traceur préféré est un colorant fluorescent. Le colorant fortement recommandé est la Rhodamine WT. Ce produit présente de nombreux avantages. En effet, il a été démontré qu'il n'est pas mutagène (Douglas *et al.*, 1983) et qu'il risque peu d'avoir des effets toxiques ou nocifs dans l'environnement aquatique (Parker, 1973). Il est sans danger lorsqu'il est manipulé avec soin. Il est généralement disponible et peut être facilement mesuré sur le terrain à une concentration de l'ordre de quelques µg/L. Il est considéré comme stable dans la plupart des cas. Enfin, sa concentration de bruit de fond est quasiment nulle. D'autres traceurs dont l'efficacité a été établie scientifiquement peuvent également être utilisés.

- **Constituants présents dans l'effluent :** les effluents de certaines mines peuvent contenir des métaux susceptibles d'être utilisés comme traceurs aux fins de la délimitation de la zone de mélange de l'effluent. Il convient toutefois de noter que la mesure sur le terrain de certains de ces constituants peut soulever des difficultés importantes et que les charges qui se déversent dans la zone exposée peuvent varier considérablement.

Mélange des traceurs ajoutés

Si l'on prévoit d'ajouter un traceur dans l'effluent, l'ajout doit se faire avant que l'effluent soit rejeté. Pour s'assurer que le traceur se mélange complètement avec l'effluent avant

que celui-ci atteigne la zone exposée, il convient d'ajouter le traceur à une bonne distance en amont du point de rejet. Lorsque l'ajout du colorant se fait par « injection », la turbulence produite par le rejet de l'effluent en aval du point d'injection suffit à assurer le mélange complet du colorant dans l'effluent. Dans l'effluent, la dilution du colorant est telle que tout changement de densité de l'effluent attribuable à l'addition du colorant est négligeable. De petits écarts de température (2 °C à 3 °C) entre l'effluent et le colorant sont suffisants pour créer une différence de densité significative. Lorsque le traceur n'a pas la même densité que l'effluent, il peut s'en séparer dans les eaux réceptrices. La densité de la Rhodamine WT devrait être ajustée à l'aide d'hydrate de méthyle ou d'un solvant semblable (liquide de dilution) présentant une densité inférieure à 1.

Dégradation des traceurs

Les traceurs fluorescents tels que la Rhodamine WT peuvent être attaqués par des agents oxydants (p. ex. agents de blanchiment, sulfures, lumière solaire, eau salée et micro-organismes). Il est recommandé de procéder à des essais préliminaires sur l'interaction entre le colorant et l'effluent afin de vérifier la stabilité du traceur et de déterminer le coefficient de perte à appliquer au traceur.

Il est possible d'évaluer l'ampleur de la dégradation causée par la lumière solaire et les micro-organismes en surveillant l'évolution des concentrations du traceur dans des échantillons exposés à la lumière solaire et en maintenant le mélange traceur-effluent et les eaux réceptrices aux niveaux de dilution appropriés durant l'étude de traceurs. Si la dégradation du colorant est suffisamment importante pour en compromettre l'efficacité, il est recommandé d'utiliser un autre colorant plus stable. L'hexafluorure de soufre a déjà été utilisé à cette fin et peut être détecté à très faibles concentrations par chromatographie en phase gazeuse.

Système d'injection

Pour simuler une source de rejet dont la charge est continue, il est souhaitable d'utiliser un système d'injection à débit continu et à taux constant. L'utilisation d'un tel système accroît la fiabilité des mesures sur le terrain. Il est également recommandé d'utiliser une pompe volumétrique à débit constant (p. ex. pompe péristaltique à commande numérique). Un dispositif à charge constante peut aussi être utilisé pour l'injection d'un colorant. Le débit devrait être vérifié au moins au commencement et à la fin de la période d'injection par mesure directe. Les mesures du panache peuvent être répétées, et des vérifications du bilan de masse peuvent être effectuées à partir de « transects » traversant le panache. Pour les traceurs dont les concentrations dans le milieu ambiant sont nulles (p. ex. un colorant), le calcul du taux d'injection peut se faire selon l'équation suivante :

$$q_{inj} = q_{eff} \times C_x \times 100 / [\%_{eff} \times C_o]$$

où : q_{inj} est le taux d'injection du traceur (L/s)
q_{eff} est le débit de l'effluent (L/s)

C_x est la concentration limite de détection du traceur (µg/L)
$\%_{eff}$ est la limite du panache en % d'effluent
C_o est la concentration du traceur dans le mélange injecté (µg/L)

La concentration du traceur devrait être prise en compte dans le calcul du taux d'injection. La concentration du colorant dans la solution-mère fournie par le fabricant est connue. Il convient de considérer toute dilution de cette solution dans le calcul du taux d'injection afin de déterminer quelle est la concentration du colorant dans le mélange injecté.

À l'aide de l'équation présentée ci-haut, il est possible de calculer le taux d'injection du traceur en mesurant le débit de l'effluent, puis en déterminant le taux d'injection du traceur en se fondant sur les limites de détection de la technique de mesure de la concentration du traceur. Par exemple, si la limite de détection du traceur s'établit à 1 µ g/L, la limite de résolution du panache est égale à 1 % de la concentration de l'effluent, le débit de l'effluent est de 1000 L/sec et la concentration du traceur dans le mélange d'injection est de 1×10^9 µg/L, alors le taux d'injection requis tel que calculé à l'aide de l'équation est de 0,0001 L/s.

3.3.2.2 Mesures sur le terrain

La présente section suppose que le traceur utilisé sera la Rhodamine WT. Si un autre traceur est employé, la méthode décrite cette section devra être modifiée en conséquence. Les détails sur l'utilisation de la Rhodamine WT sont disponibles auprès des fabricants de fluoromètres et du U.S. Geological Survey (1986, 1989). Si une mine compte plusieurs rejets d'eau de procédé, chaque rejet devrait faire l'objet d'une étude distincte à l'aide d'un colorant visant à en déterminer la configuration du panache.

La méthode recommandée comporte les étapes suivantes :

1) Relever avec soin les endroits où les concentrations du traceur ont été mesurées dans le panache de l'effluent. Il convient de tenir compte des caractéristiques propres au site au moment de déterminer la précision du système de positionnement.
2) Mesurer les concentrations du traceur le long de transects perpendiculaires au sens d'écoulement du panache en traversant le panache à bord d'un bateau équipé d'un fluoromètre enregistreur à débit continu et d'un système d'échantillonnage à pompe ou, de préférence, d'un fluoromètre submersible *in situ*. Il est recommandé d'utiliser un fluoromètre *in situ* remorqué et un système de positionnement précis en temps réel. En effectuant plusieurs passages à différentes profondeurs dans la colonne d'eau, on peut obtenir rapidement une image tridimensionnelle de la concentration de l'effluent.

L'utilisation d'un fluoromètre *in situ* permet d'éviter bon nombre des problèmes engendrés par l'emploi d'un système d'échantillonnage à pompe moins coûteux, en particulier le mélange dans le tuyau d'échantillonnage, les délais occasionnés par le transport du liquide dans le tuyau et le ralentissement consécutif de la réponse aux gradients de concentration. Lorsque les profils de concentration du colorant sont mesurés *in situ*, le point où se fait la mesure coïncide avec la position du bateau, ce qui n'est pas le cas avec un système à pompe. Le prélèvement d'échantillons instantanés est recommandé seulement si le panache est inaccessible par bateau. Ces échantillons sont prélevés en vue d'analyses subséquentes en laboratoire. Pour être en mesure de déterminer la configuration du panache avec une précision suffisante, il est recommandé de prélever au moins 12 échantillons le long de chaque transect traversant le panache de l'effluent. Cette façon de faire est plus lente, présente une résolution spatiale plus faible et fournit seulement un profil discontinu des concentrations du traceur. En conséquence, il est difficile de déterminer le bilan de masse du traceur.

3) La profondeur à laquelle l'échantillonnage se déroule devrait refléter la distribution du traceur en profondeur. La profondeur à laquelle la concentration du traceur est maximale est utilisée pour tracer les profils des concentrations du traceur. En utilisant un traceur présent dans l'effluent, il est possible de mesurer directement les effets sur l'effluent de la stratification dans les eaux réceptrices. Lorsque l'effluent n'est pas bien mélangé en fonction de la profondeur, il convient de déterminer le profil vertical. Il est recommandé d'effectuer le remorquage à la profondeur où la concentration est maximale et de s'assurer régulièrement que le remorquage est effectivement réalisé à cette profondeur.

4) Il est recommandé d'échantillonner le panache à différentes distances en aval du point de rejet de l'effluent, en doublant la distance entre les « transects » en aval, afin de déceler la présence éventuelle de caractéristiques inhabituelles dans le panache. Dans certains cas, il pourrait s'agir de concentrations élevées à des endroits au-delà du point où les concentrations de l'effluent sont tombées sous la concentration spécifiée (p. ex. accumulation dans un passage, une baie, etc.). Dans d'autres, un courant de fond pourrait avoir transporté l'effluent en aval ou au large et l'aurait ramené en surface.

5) La mesure et le relevé de la bathymétrie (les sonars d'immersion donnent généralement de bons résultats) devraient être effectués aux mêmes stations que celles utilisées pour la délimitation du panache du traceur. Il faudrait déterminer les positions des transects à l'aide d'un système de positionnement par satellite ou de repères optiques situés sur la rive. Si des cartes hydrographiques détaillées sont disponibles, la tenue d'un relevé bathymétrique ne pas être nécessaire. Les données bathymétriques du plan d'eau récepteur devraient être indiquées sur une carte de la zone exposée.

6) Si le panache de l'effluent se trouve sous l'influence d'autres panaches avoisinants, le programme d'échantillonnage aux fins du suivi de la qualité de l'eau devrait être planifié de façon à tenir compte de ces panaches. Pour les autres points de rejet situés en amont, il convient de prélever un échantillon pour déterminer la qualité de l'eau en

amont du point de rejet à l'étude. Sa concentration sera considérée comme une concentration de bruit de fond en vue de l'étude de la qualité de l'eau dans le panache.

3.3.2.3 Considérations propres au milieu

Pour les besoins du présent document, la caractérisation environnementale de la zone exposée est fondée sur les caractéristiques dominantes suivantes :

Eaux d'amont : courant unidirectionnel, effluent pouvant constituer la majeure partie du débit, aucune donnée sur le débit
Cours d'eau : courant unidirectionnel, débit variable selon les saisons
Lac : courants multidirectionnels
Estuaire : eau douce et eau salée stratifiées avec marées
Fjord : rejets d'eau douce relativement faibles avec marées
Océan : eau de mer avec marées et courants multidirectionnels

Les méthodes recommandées pour les différents types de zone exposée sont décrites dans les pages qui suivent.

Eaux d'amont

Aux fins de l'analyse de la qualité de l'eau et de la modélisation, il est souvent nécessaire de prendre en compte le débit d'étiage de la zone exposée. Divers débits minimaux peuvent être estimés à partir des enregistrements de débits moyens journaliers, hebdomadaires ou mensuels. La fréquence à laquelle le débit s'observe, c'est-à-dire chaque année ou tous les deux, cinq ou dix ans, doit également être précisée. En général, pour la plupart des travaux sur la qualité de l'eau, le débit moyen le plus faible sur sept jours susceptible d'être observé tous les 10 ans est appliqué et désigné débit 7Q10. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) exige l'application du débit moyen le plus faible sur sept jours susceptible d'être observé tous les 20 ans (débit 7Q20) pour les études de la capacité d'assimilation. Toutefois, divers types de débit minimal moyen peuvent être estimés pour un mois donné ou une saison ou période de l'année donnée. Le calcul de ces débits n'est habituellement possible que si l'on dispose d'enregistrements hydrologiques à long terme provenant de stations de jaugeage reconnues. Pour les systèmes lacustres, il peut être nécessaire de tenir compte de l'altitude minimale du lac.

Dans les nombreux cas où aucun enregistrement hydrologique n'est disponible pour la zone exposée, d'autres méthodes peuvent être utilisées pour estimer les débits minimaux. Ces méthodes peuvent prévoir l'établissement de corrélations entre les données hydrologiques de la zone exposée et celles d'un système semblable comportant une station de jaugeage, ou l'estimation empirique des débits fondée sur la météorologie et le climat de la région et les caractéristiques du bassin hydrographique. En Amérique du Nord, un nombre considérable d'études ont été consacrées aux relations entre les précipitations, le

ruissellement et le débit des cours d'eau. Il est possible d'appliquer les données extraites des comptes-rendus de ces études afin d'estimer les débits minimaux moyens dans les cas où aucune donnée ou très peu de données ont été compilées sur les débits du plan d'eau à l'étude. L'estimation de la fréquence à laquelle peuvent être observés les débits estimés d'après des liens établis de façon empirique ou des relations précipitations-ruissellement peut toutefois soulever des difficultés. Ces estimations doivent être étayées par un certain nombre d'observations sur le terrain. Les relations à considérer aux fins de cet exercice sont disponibles dans la littérature spécialisée (Haan *et al.*, 1982, 1994; Viessman *et al.*, 1989; Thomann et Mueller, 1987).

Cours d'eau

Pour englober la gamme des conditions prévues, les études de délimitation des panaches devraient être entreprises durant les périodes annuelles d'étiage et de crue maximale. Pour des raisons pratiques et de sécurité, si l'une ou l'autre de ces périodes survient alors que les eaux sont encore recouvertes de glace, il convient d'utiliser le débit maximum d'étiage ou de crue noté au cours de la période sans glace. La technique d'injection continue d'un traceur devrait à taux constant devrait être utilisée (voir section 3.3.2.1). Le nombre de mesures devrait être établi en fonction des caractéristiques propres au site. Les concentrations devraient être mesurées à divers endroits en aval du point de rejet pour permettre de déterminer l'étendue spatiale du panache. Les essais par injection de doses massives (« slug tests ») constituent également une technique efficace pour déterminer comment s'effectue le mélange dans les cours d'eau.

Le débit d'un cours d'eau pour des conditions moyennes à long terme peut être interpolé à partir des configurations du panache mesurées durant les périodes annuelles d'étiage et de crue maximale (US EPA, 1987). Des méthodes de calcul et de modélisation peuvent être utilisées à cette fin.

Lacs

Il est recommandé d'utiliser la méthode d'injection continue de traceur pour délimiter le panache d'un effluent rejeté dans un lac. Les essais par injection de doses massives (« slug tests ») constituent également une technique efficace pour déterminer comment s'effectue le mélange dans les cours d'eau. Lors de la conception de l'étude, il convient de tenir compte du fait que :

- le sens de l'écoulement et les caractéristiques de dilution du panache varient selon les courants dominants;
- l'effluent ne se mélange pas nécessairement très bien en fonction de la profondeur;
- le panache de l'effluent demeure généralement près de la surface, et
- le traceur a la même densité que l'effluent.

Les études avec traceur devraient satisfaire aux exigences générales régissant leur conduite et prendre en considération les variations saisonnières. La durée de chaque étude et le moment choisi pour son exécution dépendront en partie des courants dominants.

Dans le cadre des études avec traceur, il est recommandé de mouiller des bouées dérivantes et de suivre leur trajectoire afin de mesurer les courants. Les bouées devraient être installées à 1,5 m sous la surface de l'eau ou à la profondeur où la concentration de l'effluent est maximale. Cette profondeur peut être estimée sur place à partir des résultats des travaux exploratoires de traçage. Lorsque des groupes de bouées sont mises à l'eau, il est possible de déterminer la dispersion de l'ensemble à partir de la trajectoire suivie par chaque bouée, par détermination de la variance de chacune des drogues par rapport au point central.

Aux fins de la détermination de la variabilité saisonnière, au moins deux courantomètres de sensibilité appropriée et un anémomètre devraient être utilisés à proximité du point de rejet de l'effluent pendant un mois durant chaque saison de mesure. L'analyse des données recueillies à l'aide des courantomètres enregistreurs permet de quantifier les caractéristiques statistiques du climat actuel à proximité du point de rejet de l'effluent. Si des données météorologiques provenant d'un aéroport local ou d'une autre source sont disponibles, il convient d'en évaluer l'utilité. Il est alors possible de combiner la relation statistique entre la dilution et la vitesse de déplacement aux caractéristiques statistiques des courants afin de déterminer des enveloppes spatiales de dilution (graphique montrant la fréquence du facteur de dilution en fonction de deux variables, soit la dilution et le temps de parcours) à proximité du point de rejet.

Les enveloppes de dilution devraient être produites, et le niveau de confiance statistique qui s'y rattache devrait être déterminé et enregistré. Ces enveloppes devraient indiquer la probabilité qu'un panache soit présent en n'importe quel point de la zone exposée, ainsi que la moyenne et l'écart-type de la concentration de l'effluent en tout point de la zone exposée. Ces enveloppes ne montrent pas la configuration du panache en présence de conditions précises de vitesse et de direction du courant. Si l'objectif visé consiste à déterminer la configuration du panache en un temps précis et, par conséquent, en présence de conditions précises de vitesse et de direction du courant, une étude de traceurs s'impose.

Contrairement à la zone exposée d'un cours d'eau, où la configuration du panache de l'effluent peut être prédite par modélisation pour les conditions nominales, celles-ci sont difficiles à prévoir dans le cas d'un lac (voir la section 2.2.3). Certains organismes de réglementation provinciaux spécifient les conditions en présence desquelles la délimitation du panache de l'effluent devrait être effectuée. Par exemple, en Ontario, le ministère de l'Environnement exige que la délimitation du panache soit effectuée en présence de forts courants (vitesse normalement supérieure à 20 cm/sec) dans les deux directions parallèles aux rives, ainsi qu'en condition d'eaux stagnantes.

Estuaires

La plupart des sites industriels situés dans un estuaire se trouvent dans la zone d'eau douce de l'estuaire, principalement parce qu'ils ont besoin d'eau douce pour leurs procédés. Certains sites font toutefois exception, obtenant l'eau douce dont ils ont besoin d'autres sources ou de petits cours d'eau. Pour ces sites, il convient d'appliquer de préférence les méthodes recommandées pour le milieu marin, et des études spéciales sont requises. On trouvera une description plus fine de ces études à la section suivante traitant des fjords.

Dans la plupart des estuaires, les effets des marées et la distribution de l'effluent (eaux douces qui se déversent dans des eaux salées) en fonction de la profondeur jouent un rôle important. Les courants dans les eaux estuariennes réceptrices sont largement déterminés par le balancement des marées.

À l'intérieur d'un cycle complet des marées, les courants de marée atteignent leur vitesse maximale pendant les phases montante (flux) et descendante (jusant) des marées de vives-eaux. Pour être en mesure de circonscrire les étendues minimale et maximale du panache, il faut mesurer le panache lorsque les courants engendrés par le flux et le jusant atteignent leur vitesse maximale ainsi qu'à l'étale de la marée. Les études des marées montantes et descendantes devraient être effectuées lorsque le débit du cours d'eau qui se jette dans l'estuaire atteint son niveau annuel le plus bas.

Pour les études avec traceur dans les estuaires, la méthode recommandée consiste à injecter le traceur de façon continue pendant environ quatre heures en commençant au début de la marée montante ou descendante. Le traceur devrait être bien mélangé avec l'effluent avant d'être injecté. Les mesures du panache du traceur devraient être prises à diverses profondeurs et en divers points situés perpendiculairement par rapport au sens du déplacement du panache. Pour bien circonscrire le panache, il peut être nécessaire de répéter les injections pendant plusieurs cycles de marée. Il convient alors de mesurer chaque fois la salinité-température-profondeur (STP) à chacun des points considérés aux fins de l'établissement du profil des concentrations du traceur. Il est également recommandé de conserver des relevés des courants et des stades de marée dans les secteurs se trouvant sous l'influence du panache.

Les mesures des panaches enregistrées en période de marée montante et de marée descendante correspondent à l'étendue maximale du panache en amont et en aval. Ces mesures sont exprimées sous la forme d'un pourcentage d'effluent. L'étale de la marée survient entre la marée montante et la marée descendante. Pour déterminer le moment auquel elle survient, on peut tracer des enveloppes à partir des données recueillies durant cette période.

Fjords

Dans un fjord, le transport et la dilution de l'effluent sont principalement assurés par les courants résiduels. Il est possible d'établir la configuration des courants résiduels au voisinage du point de rejet en procédant à une injection continue du traceur dans l'effluent pendant trois cycles de marée consécutifs et en mesurant le panache ainsi créé durant l'étale de la marée après les deuxième et troisième cycles de marée.

Durant les études avec traceur et au cours des 60 jours suivant le parachèvement de ces études, il est recommandé de placer au moins deux courantomètres enregistreurs à la profondeur où les concentrations sont maximales dans le fjord. On peut produire des enveloppes de dilution à partir des données statistiques sur les courants résiduels et des mesures des panaches établies à l'aide du traceur.

Certains fjords sont très complexes, au point où il est parfois impossible de délimiter le panache de l'effluent en se fondant sur les caractéristiques du panache et des courants résiduels mesurés localement, en particulier dans la zone faiblement exposée ou dans la zone où les concentrations d'effluent sont faibles. En pareilles circonstances, il peut être utile de combiner un modèle de transport par courant résiduel à un modèle de contaminants tel que le « WASP » (US EPA, 1988).

Normalement, la conduite des études durant les marées montantes et descendantes en période de marées de vives-eaux, alors que le débit du cours d'eau est à son plus bas, permet d'établir correctement les conditions nominales. L'utilisation de modèles prédictifs peut faciliter la délimitation du panache. Les divers modèles permettant de prédire la trajectoire des panaches au printemps sont décrits dans le rapport du U.S. Army Corps of Engineers (1986) traitant du modèle CE-QUAL-W2.

Océans

L'absence d'eau douce à proximité du point de rejet de l'effluent permet de distinguer les zones exposées des milieux marins de celles des milieux estuariens. La dilution et le transport du panache est assuré par les courants générés par les marées, les courants résiduels et les vents. La méthode recommandée consiste à injecter de façon continue le traceur dans l'effluent pendant trois cycles de marée consécutifs (durant la période de marées de vives-eaux) et de mesurer le panache ainsi créé durant l'étale de la marée après les deuxième et troisième cycles de marée. Il est recommandé d'établir les profils des concentrations du traceur dans deux directions perpendiculaires l'une à l'autre. Pour déterminer la profondeur à laquelle cet exercice devrait être effectué, il faut établir des profils à diverses profondeurs en vue de retenir celle à laquelle les concentrations du traceur sont maximales.

Durant les études avec traceurs et au cours des 60 jours suivant ces études, il est recommandé de placer près du point de rejet au moins deux courantomètres enregistreurs à la profondeur où les concentrations du traceur sont maximales, ainsi qu'un anémomètre.

À partir des profils du traceur, les enveloppes du panache d'effluent sont établies et mises en relation avec les courants mesurés. La probabilité de la fréquence d'apparition de ces enveloppes est déterminée par analyse statistique des relevés fournis par les courantomètres.

Zones exposées combinées

Les zones exposées renferment parfois plusieurs types de plans d'eau, par exemple une série de lacs et de cours d'eau. En pareil cas, les modèles de dispersion des panaches peuvent ne pas pouvoir intégrer la grande variabilité qui se rattachent aux conditions en aval du point de rejet, et la formulation de modèles adaptés aux conditions particulières du site peut s'imposer. Les relations associées à la qualité de l'eau en aval à considérer dans le cadre de l'élaboration de modèles de dilution simples intégrant les caractéristiques du site sont indiquées dans divers ouvrages pertinents (p. ex. Thomann et Mueller, 1987; McCutcheon et French, 1989; Henderson-Sellers et French, 1991; Lung, 1993; Tchobanoglous et Schroeder, 1987). Si les analyses nécessitent l'application de modèles plus complexes, un large éventail de logiciels de modélisation sont disponibles sous forme de logiciels partagés ou à un coût minimal pour l'usager.

3.3.3 Utilisation de modèles prédictifs

L'application de modèles de prévision permet d'effectuer une caractérisation plus complète du panache à partir des échantillons prélevés durant l'étude de délimitation du panache. Ces modèles permettent d'extrapoler à partir des mesures du panache en vue de déterminer la portée des conditions de faible exposition et de simuler l'injection continue d'effluent typique des conditions d'exploitation des mines. Ils facilitent également l'interprétation des données lorsque la configuration du panache est déterminée en bonne partie par la direction des courants ambiants (p. ex. lacs et océans) et lorsque le renouvellement de l'eau dans la zone exposée s'effectue lentement (p. ex. eaux stagnantes). Dans la mesure du possible, il est recommandé de vérifier la validité des modèles utilisés en procédant à un certain nombre d'observations sur le terrain.

Lorsque les courants ambiants influent sur la configuration du panache, les caractéristiques de ce dernier peuvent être établies par analyse statistique des données fournies par les courantomètres. Lorsque l'eau se renouvelle lentement dans la zone exposée, les concentrations de colorant mesurées peuvent être utilisées pour étalonner un modèle numérique de diffusion par transport. Le modèle peut alors servir à simuler le profil de l'effluent et les caractéristiques engendrées par un rejet continu. Comme il se prête à différentes conditions (p. ex. variations saisonnières des mouvements de l'eau et de la

configuration des vents), le modèle permet de résoudre les limites associées à des conditions particulières enregistrées au cours d'une étude sur le terrain. En analysant statistiquement les sorties du modèle, on peut estimer correctement les zones recherchées d'étendue maximale, de conditions moyennes et de dilution minimale. Une analyse des modèles de délimitation des panaches capables d'exécuter de tels calculs est présentée dans U.S. Army Corps of Engineers (1986) et Liu et Leendertse (1987).

3.4 Utilisation des données de toxicité sublétale pour la caractérisation du site

Comme des données historiques de toxicité sublétale pour une partie ou la totalité des essais requis (voir la section 7.1) ont été produites pour des effluents rejetés par un certain nombre de mines dans diverses régions du Canada, l'exploitant pourrait juger pertinent d'utiliser ces informations durant la caractérisation du site :

1) pour sélectionner les zones d'échantillonnage pour l'étude des poissons et l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques. Si l'exploitant ne dispose d'aucune donnée de terrain historique sur les poissons ou sur leurs sources de nourriture et habitats dans la zone exposée, il peut utiliser les données historiques de toxicité sublétale (si elles sont de qualité satisfaisante) pour estimer la zone d'influence potentielle en vue de sélectionner les zones d'échantillonnage aux fins de l'étude des poissons ou de la communauté d'invertébrés benthiques dans le cadre du suivi initial (estimation de la portée géographique des effets dans la zone exposée proche). De plus amples renseignements sur la façon d'estimer la portée géographique d'une réponse de toxicité sublétale sont présentés au chapitre 7.

2) pour estimer les concentrations de l'effluent lorsque des facteurs confondants sont présents. Si des effluents sont rejetés en plusieurs endroits dans un site minier, l'exploitant peut recourir à l'essai de toxicité chronique Microtox (voir la section 7.5.1) ou à un des autres essais de toxicité sublétale recommandés pour quantifier la contribution de chaque source de rejet à la toxicité sublétale afin de déterminer si un effluent donné peut être considéré ou non comme une source de rejet importante.

3.5 Caractéristiques des environnements miniers

De nombreuses mines et activités minières présentent des caractéristiques environnementales communes. Ces caractéristiques sont brièvement présentées dans les sections qui suivent.

3.5.1 Sites miniers situés près des eaux d'amont

De nombreux sites miniers sont situés à proximité des eaux d'amont de cours d'eau. Dans certains cas, l'effluent peut contribuer de façon significative au débit du cours d'eau en aval du point de rejet. L'importance de la contribution de l'effluent au débit du cours d'eau influe sur la façon dont la caractérisation du site minier est menée à bien.

Du fait de leur taille, de leur gradient ou de leur débit intermittent , les cours d'eau d'amont constituent souvent des habitats peu propices pour les poissons. En conséquence, les effluents miniers sont souvent rejetés dans des eaux réceptrices abritant de faibles populations de poissons, voire aucun poisson. Toutefois, ces effluents dilués finissent généralement par atteindre des habitats fréquentés par les poissons. En outre, certaines espèces de poissons utilisent les eaux d'amont accessibles à un stade ou à un autre de leur cycle biologique, notamment pour se reproduire. Il convient donc de prendre en compte cet aspect lors de l'élaboration du plan d'ESEE et de la sélection des stations d'échantillonnage, en particulier si l'échantillonnage vise les poissons.

3.5.2 Taille et durée de vie des mines

Les mines ont souvent une portée limitée, tant sur le plan de la superficie touchée que du volume des effluents qu'elles rejettent. Elles ont également une durée de vie variable, parfois très brève (2 à 4 ans), parfois très longue. L'extraction du minerai peut se faire à partir du sous-sol ou de puits à ciel ouvert. Ces deux types d'exploitation entraînent une manipulation de la nappe phréatique et nécessitent l'élimination des stériles et des résidus miniers. Les deux peuvent perturber les poissons, leurs habitats et l'utilisation des ressources halieutiques.

3.5.3 Qualité et volume des effluents

Les effluents miniers sont principalement composés d'eau, de substances chimiques entrant dans les procédés d'exploitation et de métaux-traces. Les métaux sont des substances naturelles qui ne se dégradent pas. Ils sont les principaux éléments du tableau périodique, et nombre d'entre eux, à faibles concentrations ou à l'état de traces, jouent un rôle essentiel dans le maintien de la vie. Il est établi que les substances chimiques entrant dans les procédés d'exploitation, comme l'ammoniac et les cyanures, peuvent avoir des effets sur les écosystèmes aquatiques lorsqu'ils sont présents à certaines concentrations.

La qualité et la quantité des effluents produits par une mine dépendent de nombreux facteurs, dont la nature du minerai exploité et de la roche hôte, les méthodes de transformation, les méthodes de traitement des effluents, le climat et les caractéristiques

hydrologiques du site. Au Canada, de nombreuses exploitations minières rejettent leurs effluents de façon saisonnière. La dégradation naturelle réduite à basses températures de substances comme les cyanures et l'ammoniac empêche parfois les mines d'atteindre leurs limites de rejet et forcent ces dernières à rejeter leurs eaux usées au printemps et en été. Elles rejettent parfois une partie de leurs eaux usées au début du printemps afin de libérer les grandes quantités d'eau de fonte qui se sont accumulées au cours de l'hiver. Toutefois, dans d'autres exploitations, les rejets s'effectuent de façon relativement constante au cours de l'année.

Du fait de la diversité des mines de métaux et de leurs environnements récepteurs, les rejets sont également fort diversifiés. Le volume et la durée des rejets varient selon des facteurs propres au site.

En outre, la nécessité de protéger les poissons qui passent l'hiver dans des bassins lorsque le débit naturel des cours d'eau est minimal peut inciter une mine à réduire ses rejets dans la zone exposée. D'autres mines réduisent leurs rejets à la fin de l'été, lorsque le débit est faible et que les poissons s'apprêtent à frayer. À l'inverse, certaines mines peuvent accroître leurs rejets au printemps, profitant du fait que les débits sont élevés pour se débarrasser d'un partie de leurs réserves d'eau. Toutefois, ce ne sont pas toutes les mines qui disposent des installations de stockage voulues pour rationaliser leurs rejets. Ces facteurs devraient donc être pris en compte lors de l'élaboration du plan d'étude aux fins du programme d'ESEE.

Le temps de rétention dans les étangs de décantation peut également influer sur la composition des effluents. Par exemple, la dégradation du cyanure et la sédimentation des matières particulaires dépendent du temps. Un séjour suffisamment prolongé peut modifier substantiellement les concentrations des constituants de l'effluent.

Comme les corps minéralisés diffèrent les uns des autres, chaque effluent possède des caractéristiques propres. Chaque minerai est également distinct, non seulement d'une mine à l'autre, mais aussi à l'intérieur d'une même exploitation. Un corps minéralisé peut contenir des concentrations variables de certains minéraux. En outre, si la durée de vie d'une mine peut être brève, l'usine située sur le site minier peut traiter du minerai provenant de plusieurs mines. Par conséquent, la qualité des effluents rejetés peut varier au fil des ans. De la même façon, le potentiel acidifiant du minerai peut varier d'une mine à l'autre et même à l'intérieur d'une mine donnée. Pratiquement toutes les mines évacuent dans leurs effluents un assemblage particulier de substances préoccupantes influant sur les facteurs spécifiques au site en matière de biodisponibilité et de dureté de l'eau. Toutefois, du fait des similarités qui caractérisent les procédés d'exploitation utilisés par les mines d'une région donnée, l'élaboration d'un plan d'ESEE applicable à l'échelle régionale peut permettre de réaliser des économies.

3.5.4 Géologie locale

L'emplacement de la mine est déterminé par la géologie régionale et l'endroit exact où se trouvent les gisements de minerai. La minéralisation locale autour des gisements de minerai influe sur les concentrations naturelles de métaux dans les cours d'eau. En conséquence, ces concentrations sont souvent plus élevées dans les cours d'eau situés près de sites miniers. La sélection de zones de référence appropriées durant l'ESEE devrait tenir compte de ce facteur afin d'accroître le pouvoir de comparaison avec la zone exposée.

3.5.5 Biodisponibilité des métaux

L'ajout de chaux durant le traitement de l'effluent provoque la précipitation des métaux et permet ainsi d'atténuer les effets des métaux solubles sur les organismes vivants. La biodisponibilité des métaux et les facteurs susceptibles d'en modifier l'ampleur constituent un domaine de recherche nouveau, mais ils retiennent l'attention de nombreux chercheurs. La biodisponibilité des métaux est un facteur important à considérer durant l'évaluation des effets éventuels d'un effluent minier dans le cadre du programme d'ESEE. Enfin, il convient également de noter que l'effet éventuel de l'effluent minier et des sédiments associés sur l'environnement aquatique peut varier durant la durée de vie de la mine.

3.6 Références

Busch WDN and Sly PG (eds.) 1992. The development of an aquatic habitat classification system for lakes. CRC Press. Boca Raton. 225 pp

COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 1998. Espèces en péril : espèces désignées dans les catégories disparue, disparue au Canada, en danger de disparition, menacée, ou préoccupante. http://www.cosewic.gc.ca/, COSEPAC, Service canadien de la faune.

Cowardin LM, Carter V, Golet FC and LaRoe ET. 1979. Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-79/31.

Department of Fisheries and Oceans. 1990. Coastal/Estuarine Habitat Description and Assessment Manual. Part II. Habitat description procedures. Prepared by G.L. Williams and Associates Ltd., Coquitlam, B.C.

Department of Fisheries and Oceans and British Columbia Ministry of the Environment and Parks. 1987. Fish Habitat Inventory and Information Program: Stream Survey Field Guide.

Douglas GR, Grant CE, Grant RDL, Salamone MF and Nessman ER. 1983. Comparative mammalian in vitro and in vivo studies on mutagenic activity of Rhodamine WT. Mutat. Res. 118: 117-125.

Fischer HB, List EJ, Koh RCY, Imberger J and Brooks NH. Mixing in Inland and Coastal Waters, Academic Press Inc., San Diego, California, 1979.

Freeze RA and Cherry JA. 1979. Groundwater. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, New Jersey.

Haan CT, Johnson HP, Brakenseik DL. 1982. Hydrologic Modeling of Small Watersheds. American Society of Agricultural Engineers, Michigan. pp. 135-174.

Haan CT, Barfield BJ and Hayes JC. 1994. Design hydrology and sedimentology for small catchments. Academic Press. New York.

Liu SK and Leendertse JJ. 1987. Modelling the Alaskan Continental Shelf Waters. The Rand Corporation, 1700 Main Street, P.O.Box 2138, Santa Monica, California. R-3567-NOAA/RC.

Ontario Ministry of Natural Resources. 1989. Manual of Instructions. Aquatic Habitat Inventory Surveys. MNR, Toronto, Ontario.

Orth DJ. 1989. Aquatic habitat measurements. In: Fisheries Techniques. Neilson LA and Johnson DL (eds.), pp. 61-84. Am. Fish. Soc., Bethesda, Maryland.

Parker GG. 1973. Tests of Rhodomine WT dye for toxicity to oysters and fish. J. Res. U.S. Geological Survey 1(4): 499.

Plafkin JL, Barbour MT, Porter KD, Gross SK and Hughs RM. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001.

Thomann RV and Mueller JA. 1987. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control, Harper Collins Publishers, Inc. New York, New York.

U.S. Army Corps of Engineers. 1986. CE-QUAL-W2: a Numerical Two-Dimensional, Laterally Averaged Model of Hydrodynamics and Water Quality; User's Manual. Instruction Report E-86-5, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi.

U.S. EPA. 1987. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E - UNCAS: Documentation and User Manual. Environmental Research Laboratory, United States, Athens, Georgia. EPA/600/3-87/007.

U.S. EPA. 1987. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E - UNCAS: Documentation and User Manual. Environmental Research Laboratory, United States, Athens, Georgia. EPA/600/3-87/007.

U.S. EPA. 1988. WASP-4 a Hydrodynamic and Water Quality Model-theory, User's Manual and Programmer's Guide. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA/600/3-87/039.

U.S. Geological Survey. 1986. Fluorometric Procedures for Dye Tracing. U.S. Geological Survey, Federal Center, Box 25425, Denver. Book 3. Applications of Hydraulics. Chapter A12.

U.S. Geological Survey. 1989. Determination of Stream Reaeration Coefficients by Use of Tracers. U.S. Geological Survey, Federal Center, Box 25425, Denver. Book 3. Applications of Hydraulics. Chapter A18.

Viessman W, Lewis GL and Knapp JW. 1989. Introduction to Hydrology. Third Edition. Harper and Row, New York. 1989.

Table des matières

4. Étude des poissons *4-1*

4.1 Aperçu *4-1*

4.2 Plan d'étude *4-3*
4.2.1 Considérations liées à la conception 4-3
4.2.2 Choix des zones exposées et des zones de référence 4-3
4.2.2.1 Zone exposée 4-6
4.2.2.2 Zone de référence 4-6
4.2.3 Aspects à considérer dans le choix de la zone exposée et de la zone de référence 4-7
4.2.3.1 Affluents et autres sources de rejet ponctuelles et diffuses 4-8
4.2.3.2 Variabilité de l'environnement et de l'habitat naturels 4-9
4.2.3.3 Dommages antérieurs 4-9

4.3 Première ESEE *4-9*
4.3.1 Examen des données historiques 4-9
4.3.2 Suivi initial 4-14
4.3.2.1 Introduction 4-14
4.3.2.2 Étude des poissons 4-14
4.3.2.2.1 Choix des espèces de poissons pour le suivi 4-16
4.3.2.2.2 Exposition des poissons 4-22
4.3.2.2.3 Taille des échantillons et rôle de la taille de l'effet 4-24
4.3.2.2.4 Calendrier d'échantillonnage 4-27
4.3.2.3 Potentiel d'utilisation des poissons 4-28
4.3.2.4 Méthodes alternatives 4-30
4.3.2.2.1 Bivalves en cage 4-30
4.3.2.2.2 Mésocosmes ou bioessais sur place 4-31
4.3.2.2.3 Élargissement des essais de toxicité sublétale 4-31

4.4 Évaluation et interprétation des données *4-33*
4.4.1 Démarche statistique pour l'étude des poissons 4-36
4.4.2 Taille selon l'âge 4-38
4.4.3 Fécondité, poids des gonades, poids du foie et condition 4-39
4.4.4 Âge moyen 4-39
4.4.5 Anomalies physiques 4-40
4.4.6 Ordre de l'analyse des données 4-40
4.4.7 AQ/CQ et analyse des données 4-41
4.4.7.1 Données erronées ou aberrantes 4-41
4.4.7.2 Validité des hypothèses statistiques 4-43
4.4.7.2.1 Indépendance (pseudoréplication) 4-43
4.4.7.2.2 Normalité des données et homogénéité des variances 4-44

4.5 ESEE subséquentes *4-44*
4.5.1 Suivi périodique 4-44

4.5.1.1 Suivi de confirmation 4-45
4.5.1.2 Suivi de surveillance 4-45
4.5.1.3 Suivi minimal 4-46
4.5.2 Suivi ciblé 4-46
4.5.2 Recherche des causes 4-47
4.5.3.1 Critères écoépidémiologiques pour la détermination des causes 4-47
4.5.3.2 Identification des principaux agents de stress à l'origine des changements 4-48
4.5.3.3 Identification des substances chimiques associées aux changements 4-48

4.6 Méthodes d'échantillonnage 4-49
4.6.1 Filets maillants 4-49
4.6.2 Prises accessoires 4-50
4.6.3 Pêche à l'électricité 4-50
4.6.4 Pêche au chalut 4-50
4.6.5 Seines de rivage, verveux, filets-trappes, troubleaux et pièges 4-51
4.6.6 Pêche à l'hameçon et récolte à la main 4-51
4.6.7 Seine coulissante et chalut pélagique 4-51
4.6.8 Télédétection 4-52
4.6.9 Détermination de l'effort d'échantillonnage 4-52

4.7 Précision de l'échantillonnage et des mesures 4-53

4.8 Apparence externe 4-56

4.9 Considérations particulières concernant les poissons de petite taille 4-57

4.10 Potentiel d'utilisation des poissons/méthode d'exposition 4-58
4.10.1 Analyse des tissus de poissons 4-58
4.10.1.1 Prélèvement et préparation des échantillons de tissus 4-59
4.10.1.2 Analyses complémentaires : pourcentage de lipides et d'eau 4-60
4.10.2 Évaluation de l'altération 4-60

4.11 Assurance de la qualité et contrôle de la qualité 4-62
4.11.1 Modes opératoires normalisés (MON) 4-63
4.11.2 Contrôle de la qualité sur le terrain 4-63
4.11.3 Contrôle de la qualité au laboratoire 4-65
4.11.4 Analyse des données 4-66
4.11.5 Traitement des données 4-67

4.12 Références 4-69

Liste des tableaux

Tableau 4-1: Guide pour l'évaluation des études antérieures 4-13
Tableau 4-2: Caractéristiques des espèces de poissons pouvant être utilisées à des fins de suivi et permettant d'optimiser l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine. 4-19
Tableau 4-3: Paramètres dont la mesure est recommandée dans le cadre de l'étude des poissons pour déterminer les effets sur la croissance, la reproduction, la condition ou la survie des poissons. 4-27
Tableau 4-4a:Effets sur les poissons. 4-35
Tableau 4-4b:Variables d'appui à utiliser aux fins des analyses complémentaires. 4-36
Tableau 4-5: Liste de vérification des données se rapportant aux échantillons de poissons, y compris les anomalies physiques 4-56
Tableau 4-6: Structures anatomiques communément utilisées pour la détermination de l'âge (d'après Environment Canada, 1998) 4-57
Tableau 4-7: Exemple de listes de contrôle des mesures d'assurance de la qualité applicables aux études de biologie aquatique 4-65

Liste des figures

Figure 4-1: Utilisation des données historiques et suite logique d'événements menant à la réalisation du suivi initial.** 4-12
Figure 4-2: Caractéristiques d'un poisson composite 4-55

4. Étude des poissons

4.1 Aperçu

Dans le contexte du programme de l'ESEE, l'étude des poissons consiste à étudier les poissons afin de déterminer, s'il y a lieu, des différences dans la croissance, la reproduction, la survie ou la condition des populations et à surveiller les concentrations de mercure dans les tissus des poissons (indicateur du potentiel d'utilisation des poissons) afin de déterminer si l'effluent minier a un effet sur les poissons.

Les mines ne sont pas tenues d'effectuer une étude des poissons si la concentration de l'effluent en deçà de 250 mètres de chaque point de rejet final est inférieure à 1 %. On trouvera à la section 3.3 du chapitre 3 les méthodes servant à mesurer la concentration de l'effluent et, en particulier, des instructions sur la façon de mener une étude de délimitation du panache. La mine indiquera dans le plan d'étude comment la concentration de l'effluent a été déterminée.

Les mines ne sont pas tenues d'effectuer une analyse des tissus de poissons si les concentrations de mercure dans l'effluent mesurées durant la caractérisation de l'effluent sont inférieures à 0,05 µg/L (chapitre 6).

Le site de la mine peut être caractérisé à l'aide des données historiques (Caractérisation du site - chapitre 3). Toutes informations manquantes devront être obtenues par la mine, et un certain travail de terrain pourrait se révéler nécessaire à cette étape. Les données amassées aux fins de la caractérisation du site permettent de concevoir une étude d'ESEE bien structurée.

Étant donné que le programme d'ESEE relève de la *Loi sur les pêches*, la définition du mot poisson reprend celle de l'article 2 de la Loi, à l'exclusion des parties des poissons, des mollusques, des crustacés et des animaux marins. L'étude des poissons a initialement été prévue pour les poissons seulement, et ceux-ci demeurent les organismes recommandés aux fins des études de suivi. Toutefois, dans certaines situations, l'étude des poissons peut ne pas être appropriée et, le cas échéant, on peut envisager une étude portant sur des mollusques ou des crustacés.

La première étape de suivi biologique est le *suivi initial*. La fréquence des étapes suivantes de suivi biologique dépend des résultats de l'étape de suivi antérieure. Dans le cas où il n'y a aucun effet sur les poissons, les effets sur les poissons n'ont pas été confirmés, ou des effets existent et on ne connaît ni leur ampleur, ni leur portée géographique, ni leur cause, un *suivi périodique* est entamé pour confirmer les résultats antérieurs et pour s'assurer qu'il n'y a aucun changement.

Si l'on observe un effet sur les poissons, son ampleur et sa portée géographique seront évaluées par l'entremise d'un *suivi ciblé* dont l'ampleur dépendra des résultats des études antérieures.

Une fois que l'on connaît l'ampleur et la portée géographique de l'effet sur les poissons mais que le suivi précédent n'a pas déterminé la cause de l'effet, il convient de procéder à une *recherche des causes*.

Une fois que l'on connaît la cause de l'effet, la mine peut passer à l'étude des mesures correctrices possibles ou des travaux de recherche éventuels. Cet exercice dépasse toutefois le cadre du programme d'ESEE. Environnement Canada, en collaboration avec Pêches et Océans Canada, a élaboré un document intitulé Guide pour la détermination des mesures à prendre après la détection d'effets dans le cadre de l'étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE). Ce document sert de guide pour les organismes de réglementation, les établissements réglementés et les intervenants chargés de mener à bien des ESEE sur les mesures à prendre lorsque des effets ont été détectés dans le cadre d'une ESEE. Il décrit les facteurs à considérer dans le choix des mesures à prendre et explique les rôles et responsabilités du gouvernement, de l'industrie et des intervenants dans ce processus.

À n'importe quel moment pendant le programme, si un effet est observé, la mine peut procéder directement à un suivi ciblé ou à une recherche des causes.

Chaque étape de suivi est suivie d'une évaluation et interprétation des données. À l'étape de l'évaluation et de l'interprétation des données, on devrait répondre aux questions suivantes :

- Y a-t-il un effet?
- L'effet est-il lié au site minier?
- Connaît-on l'ampleur et la portée géographique de l'effet?
- Connaît-on la cause liée au site minier?

Après avoir évalué et interprété les données, les mines soumettront un rapport d'interprétation à l'agent d'autorisation. Ce rapport décrira notamment les modifications apportées au plan d'étude soumis, l'emplacement des zones d'échantillonnage, l'identification de tout effet observé, les conclusions de l'étude et le calendrier de la prochaine étape de suivi.

Si plus d'une mine rejette des effluents dans une même zone, des ESEE conjointes sont recommandées. Il convient de noter que la tenue d'études conjointes ne vise pas à réduire l'effort d'échantillonnage et à limiter le nombre de zone de référence. La mise en commun des ressources permet d'accroître le nombre de zones de référence et, de ce fait, la puissance de l'interprétation des données.

4.2 Plan d'étude

4.2.1 Considérations liées à la conception

Le plan d'étude décrit les éléments suivants :

- informations liées à la caractérisation du site;
- objectifs du programme de suivi sur le terrain potentiellement fondés sur les résultats de suivis antérieurs, y compris l'approche globale et la justification de l'étude des poissons;
- critères régissant la conception des analyses statistiques, hypothèses, méthodes statistiques et données requises;
- description du déroulement de l'étude des poissons et des analyses de tissus en vue de déterminer si l'effluent a un effet en prenant, tenant compte de l'influence des facteurs confondants;
- plans d'échantillonnage, précisant la nature, l'emplacement et le moment des mesures;
- dispositions relatives à l'AQ/CQ prévues dans les plans d'étude;
- calendrier des travaux de suivi sur le terrain et de la présentation du rapport d'interprétation;
- sommaire des études de suivi biologique précédentes et de suivis de l'effluent et de la qualité de l'eau.

Le taux de rejet des effluents des mines fluctue au cours de l'année. L'échantillonnage devrait être évité s'il n'y a pas eu de rejet d'effluent durant une longue période, car le choix du moment d'échantillonnage et des espèces de poissons devrait se faire en fonction de l'opération normale de la mine de façon à assurer la présence de l'effluent et à évaluer son impact potentiel sur les poissons..

Environnement Canada (1998) fournit une description du plan d'étude et des méthodes applicables aux études des poissons. Shuter (1990) et Sandström (1996) donnent des descriptions générales des plans et des méthodes d'étude. Munkittrick (1992) et Munkittrick et McMaster (1999) passent en revue divers aspects se rattachant à la conception d'études.

4.2.2 Choix des zones exposées et des zones de référence

Le choix des zones d'échantillonnage est l'un des éléments les plus critiques du plan d'étude et devrait être effectué minutieusement pour maximiser la qualité de l'information fournie par l'étude. Au minimum, il faudrait échantillonner au moins une zone de référence et une zone exposée au cours de la première ESEE (suivi initial) et des ESEE subséquentes (suivi périodique et suivi ciblé). Toutefois, à certaines mines, la

présence d'habitats différents et de facteurs confondants et un accès difficile au site peuvent rendre plus difficile l'échantillonnage d'une zone de référence et d'une zone exposée.

Le choix d'une zone de référence similaire à la zone exposée est crucial si l'on veut pouvoir interpréter les différences entre les zones. Bien qu'on recommande actuellement d'utiliser une seule zone de référence pour l'ESEE, l'utilisation de zones de référence multiples peut renforcer l'interprétation des différences (Munkittrick *et al.*, 2000). La stratégie des zones de référence multiples est à envisager parce qu'elle offre une plus grande puissance statistique pour détecter une différence significative entre une zone de référence et une zone exposée (Foran et Ferenc, 1999). L'utilisation de zones de référence multiples peut aussi donner une indication de la variabilité d'une zone de référence à l'autre. Les mesures prises dans une zone exposée qui se situent à l'extérieur de la plage de valeurs observées à un certain nombre de zones de référence ont plus vraisemblablement une pertinence sur le plan écologique (Munkittrick *et al.*, 2000). L'échantillonnage de zones de référence multiples devrait également être préféré à l'augmentation de la taille des d'échantillons (c.-à-d. le nombre de poissons) dans une seule zone (Environment Canada, 1997).

Il faut choisir la zone exposée de façon à s'assurer que les poissons prélevés ont été exposés à l'effluent. On échantillonnera d'abord la zone exposée, afin de répertorier les espèces de poissons présentes et d'en évaluer l'abondance relative. Une fois cette étape franchie, on pourra choisir la zone de référence, en s'assurant qu'elle héberge les mêmes espèces selon des rapports d'abondance semblables à ceux observés dans la zone exposée, de manière à pouvoir comparer les résultats d'une zone à l'autre.

S'il n'y a pas de poissons dans la zone de référence, on ne peut raisonnablement s'attendre à ce qu'il y ait des poissons dans la zone exposée. S'il y a des poissons dans la zone de référence, mais pas dans la zone exposée là où l'on peut raisonnablement s'attendre à ce qu'il y en ait (du fait qu'il y avait des poissons dans le passé dans la zone d'échantillonnage, par exemple), il faut signaler l'absence de poissons dans la zone d'exposition comme un effet. Pour déterminer si le rejet courant de l'effluent cause des effets, on pourrait mener une étude en mésocosme. Par exemple, s'il se trouve des obstacles physiques au déplacement des poissons dans la zone exposée, il peut arriver que les poissons ne puissent par regagner une zone où il y avait des poissons dans le passé. Par conséquent, il se peut que le rejet courant ne puisse pas causer d'effets, mais que les pratiques antérieures aient nui à la population de poissons.

Les deux zones d'échantillonnage devraient être :

- aussi semblables que possible, à l'exception de l'exposition à l'effluent. Il est entendu que les deux zones ne seront vraisemblablement pas identiques, mais on devrait miser sur le fait que les différences liées aux caractéristiques naturelles seront faibles par rapport à l'effet potentiel associé à la présence de l'effluent;

- situées aussi près que possible l'une de l'autre (mais assez éloignées pour qu'on soit certain que les poissons de la zone de référence ne sont pas exposés à l'effluent);
- échantillonnées durant la même période, durant une saison permettant la prise de mesures sur les poissons;
- décrites de la façon la plus détaillée possible, en incluant la latitude et la longitude et une description écrite (caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'habitat, incluant des mesures de la température, de la profondeur et du débit).

Dans son choix des zones d'échantillonnage, la mine devrait tenir compte :

- de l'emplacement des zones d'échantillonnage utilisées dans le cadre des études des poissons précédentes;
- de l'emplacement des facteurs confondants ;
- du nombre requis de poissons à prélever dans la zone exposée et la zone de référence pour respecter les recommandations relatives à la taille de l'échantillon;
- du type d'habitat;
- de l'accessibilité du site;
- de tout autre facteur susceptible d'influer sur la mobilité des poissons.

L'habitat de la zone exposée et celui de la zone de référence devraient être semblables sur le plan de la profondeur, du substrat, du débit, du couvert et de la qualité de l'eau (outre les facteurs liés à la mine). Il est aussi essentiel que le site soit accessible et qu'on puisse y échantillonner les poissons en toute sécurité pendant la saison la plus propice (c.-à-d. durant la période de l'année où il est possible de mesurer la croissance, la reproduction, la condition et la survie des poissons).

Lorsque la mine a plus d'un point de rejet final, il est recommandé d'échantillonner les poissons dans une zone exposée où l'effluent présente le plus grand potentiel d'effet négatif sur le milieu récepteur. À cette fin, il faut prendre en compte les charges totales de substances nocives, la façon dont l'effluent se mélange à l'eau dans la zone exposée, et la sensibilité du milieu récepteur.

Pour que l'interprétation des données soit valide, il faut être certain que la population de poissons de la zone exposée ne se mêle pas à celle de la zone de référence. Dans les cas où des barrières physiques évidentes (p. ex. barrages, chutes, barrages de castors) existent entre les zones, il y a tout lieu de croire que les poissons ne se déplacent pas d'une zone à l'autre. L'une des situations les plus difficiles à interpréter se présente lorsqu'il n'y a pas de différences statistiques entre les zones et qu'aucune barrière n'entrave le déplacement des poissons. Dans un tel cas, il est recommandé d'utiliser un indicateur de l'exposition à l'effluent (section 4.3.2.2.2).

Dans la mesure du possible, les zones d'échantillonnage des autres composantes (invertébrés benthiques, eau et sédiment) devraient être les mêmes que celles utilisées

pour l'étude des poissons. Cela n'est cependant pas toujours possible à cause des caractéristiques des espèces de poissons choisies, de leur mobilité et de leur utilisation de l'habitat et des différents engins d'échantillonnage utilisés. Pour les invertébrés benthiques, les zones de référence pour l'échantillonnage peuvent se situer dans certains cas juste en amont de la zone exposée; ce n'est pas nécessairement faisable pour les poissons (à cause de leur mobilité)

4.2.2.1 Zone exposée

La zone exposée, aux termes de l'annexe 5 du REMM, désigne « les eaux où vivent des poissons et l'habitat du poisson qui sont exposés à un effluent ». Pendant le suivi initial et le suivi périodique, l'échantillonnage dans la zone exposée devrait être effectué le plus près possible du point de rejet de l'effluent, dans un secteur comportant un habitat favorable aux poissons, où ils sont présents et où l'on peut raisonnablement prévoir d'observer des effets. La zone exposée peut couvrir un certain nombre d'environnements récepteurs et contenir des types d'habitats divers. Pour le suivi ciblé, il faut procéder à un échantillonnage supplémentaire plus loin du point de rejet de l'effluent pour déterminer l'ampleur et la portée géographique de l'effet causé par l'effluent.

4.2.2.2 Zone de référence

La zone de référence, aux termes de l'annexe 5 du REMM, désigne « les eaux où vivent des poissons et où se trouve un habitat du poisson, qui ne sont pas exposées à un effluent et qui présentent, dans la mesure du possible, les caractéristiques les plus semblables à celles de la zone exposée ». Elle est idéalement située juste à côté ou en amont de la zone exposée, et elle devrait être échantillonnée aussitôt que possible après la zone exposée. Elle ne devrait pas être exposée à l'effluent de la mine à l'étude, et elle devrait posséder des caractéristiques hydrologiques et un habitat semblables à celles de la zone exposée.

Les données de base (recueillies avant le début du rejet de l'effluent) et l'utilisation de zones de référence multiples peuvent faciliter l'interprétation des données. Dans le cas où une mine n'utilise pas de zone de référence et se fonde uniquement sur des données de base pour déterminer si l'effluent a un effet sur les poissons, tout changement détecté lors de la comparaison de ces données aux données recueillies dans la zone exposée sera attribué à la mine.

Il est possible d'utiliser les données historiques comme base de comparaison pour déterminer les effets. Même lorsque de telles données sont disponibles, il est recommandé d'utiliser une zone de référence aux fins de l'échantillonnage, car des changements dans les paramètres intéressant les poissons dus à des changements dans les conditions environnementales pourraient exister (p. ex. par suite d'une inondation ou à cause de la variabilité des températures annuelles). Une zone de référence devrait être

utilisée de façon à permettre de caractériser les changements causés par l'activité minière de ceux qui ne le sont pas.

Il n'est pas toujours possible de trouver une zone de référence appropriée à proximité ou juste en amont de certaines mines. Par exemple, un barrage ou un réservoir peut avoir été aménagé immédiatement en amont de la mine. Dans un tel cas, d'autres options peuvent être envisagées, tel qu'avoir recours à une zone de référence plus éloignée du point de rejet ou échantillonner un certain nombre de zones exposées situées à une distance croissante du point de rejet, ce qui représenterait un gradient d'exposition (plan à gradients). De telles approches nécessitent l'utilisation de zones bien séparées pour les espèces de grande taille ou d'espèces de petite taille. L'interprétation des données est facilitée si les obstacles entravant le déplacement des poissons n'ont pas perturbé l'habitat (p. ex. chutes) et si l'on dispose de zones de référence convenables.

4.2.3 Aspects à considérer dans le choix de la zone exposée et de la zone de référence

Lors du choix de la zone exposée et de la zone de référence, les facteurs suivants peuvent soulever des difficultés :

1. mobilité des espèces de poissons (les poissons présents dans une zone de référence située en amont du point de rejet peuvent avoir été exposés antérieurement; tandis que les poissons présents dans la zone exposée peuvent n'être que de passage et, de ce fait, moins susceptibles d'être exposés aux effets potentiels);
2. variabilité naturelle;
3. différences dans l'habitat;
4. facteurs confondants.

La variabilité des paramètres intéressant les poissons (p. ex. croissance, reproduction, condition, survie) dépend de nombreux facteurs, dont plusieurs sont sans rapport avec l'effluent. L'étude des poissons réussira à réduire cette variabilité en stratifiant le calendrier d'échantillonnage et le type d'habitat. La sélection d'espèces de poissons, du calendrier d'échantillonnage et d'engins de prélèvement appropriés pour le suivi simplifiera également l'interprétation des différences relevées. Toutefois, divers facteurs naturels et anthropiques pourraient influencer les effets sur la population de poissons et les tissus de poissons et brouiller l'interprétation des données.

Lorsque des différences sont détectées durant l'étude des poissons, il est recommandé de procéder à un suivi de confirmation (c.-à-d. que le même effet est observé durant deux étapes de suivi successives) afin de se prémunir contre les disparités temporelles, avant d'entreprendre de déterminer l'ampleur et la portée géographique de l'effet (suivi ciblé). L'intégration de zones de référence multiples dans le plan d'étude peut aider à prévenir l'influence des facteurs confondants à caractère spatial, et les mines sont encouragées à adopter cette stratégie. Diverses considérations liées à la conception permettant de

détecter les perturbations anthropiques ont été présentées dans la littérature (voir Green, 1993, et les références citées par cet auteur; Underwood, 1994, 1997). Ici encore, les mines sont encouragées à intégrer ces considérations dans leurs plans d'étude.

Voici quelques exemples de facteurs confondants potentiels :

- affluents et autres sources de rejet ponctuelles et diffuses (p. ex. autres rejets industriels, ruissellement agricole, installations aquacoles, stations d'épuration des eaux usées);
- variables naturelles de l'environnement ou de l'habitat;
- dommages historiques.

Il importe de considérer pendant la conception de l'étude les facteurs confondants potentiels identifiés pendant la caractérisation du site (chapitre 3). On peut ainsi réduire ces facteurs au minimum ou en tenir compte dans la conception de l'étude de façon à pouvoir évaluer leur influence au moment de l'interprétation des données.

4.2.3.1 Affluents et autres sources de rejet ponctuelles et diffuses

L'eau de dilution d'un cours d'eau, d'un lac, d'un estuaire ou d'un océan provient des affluents. Cette eau n'a pas nécessairement les mêmes propriétés chimiques que le plan d'eau à l'étude. Elle peut également parcourir une certaine distance avant de se mélanger à la masse d'eau réceptrice. S'il existe un affluent entre la zone de référence et la zone exposée, l'apport d'eau additionnel provenant de cet affluent peut brouiller l'interprétation des données.

La présence d'autres sources de rejet ponctuelles ou diffuses peut compliquer la distinction entre les effets dus à l'effluent de la mine et ceux imputables aux autres rejets, particulièrement s'ils se situent à proximité du point de rejet de la mine. Lorsque d'autres points de rejet se trouvent immédiatement en amont du point de rejet de l'effluent minier, il convient d'utiliser des zones de référence multiples. Une de ces zones de référence devrait être située entre l'autre point de rejet et le point de rejet de l'effluent minier. Cette façon de faire permet d'apprécier l'influence de l'autre point de rejet. En outre, la zone de référence devrait présenter les mêmes concentrations naturelles de métaux.

S'il existe dans la zone à l'étude d'autres sources ponctuelles d'effluents sans rapport avec la mine, le plan de l'étude devrait tenter de réduire au minimum les effets potentiels des facteurs confondants et de l'effluent minier. S'il s'avère impossible d'occulter l'influence des facteurs confondants en modifiant le plan d'étude, il faut envisager le recours à des plans et méthodes d'échantillonnage alternatifs.

4.2.3.2 Variabilité de l'environnement et de l'habitat naturels

Les communautés biologiques naturelles peuvent varier sur le plan temporel et spatial. Il peut être difficile de déterminer l'influence éventuelle de l'effluent par rapport à ces variations naturelles.

Voici des facteurs confondants qui devraient être pris en compte du fait qu'ils sont couramment observés en milieu naturel :

- type d'habitat (seuil, rapide, fosse);
- type de substrat (teneur en matière organique, granulométrie);
- profondeur de l'eau;
- écoulement et débit de l'eau;
- effets des marées, des courants, des vagues;
- salinité;
- oxygène dissous/température;
- couvert végétal émergent/submergé;
- chimie de l'eau (conductivité, dureté, pH, etc.);
- propriétés biologiques.

4.2.3.3 Dommages antérieurs

Quand la zone dans laquelle une mine rejette son effluent a été perturbée dans le passé par d'autres activités, il peut être difficile de départager les effets actuels de l'effluent de ceux des pratiques passées.

4.3 Première ESEE

4.3.1 Examen des données historiques

Il est recommandé d'examiner les données historiques ou les données recueillies par un autre organisme de réglementation avant de présenter le plan de la première ESEE. Les données historiques peuvent être soumises dans le cadre du plan d'étude, car elles peuvent apporter des renseignements utiles pour la caractérisation du site. Ces données peuvent aussi aider à déterminer si l'effluent a un effet sur la population de poissons, les tissus des poissons **ou** la communauté d'invertébrés benthiques. On trouvera à la figure 4.1 des indications sur la façon d'utiliser les données historiques en vue de l'évaluation et de l'interprétation des données.

Lorsqu'elle est en mesure de déterminer si l'effluent a des effets ou non sur la population de poissons, les tissus des poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques, une mine

peut soumettre à l'agent d'autorisation un rapport exposant les données scientifiques et les résultats, ainsi que les conclusions de l'étude historique, dans les 12 mois suivant la date à laquelle elle est devenue assujettie à l'article 7 du REMM. Elle devra ensuite soumettre le plan de la première ESEE au cours des 24 mois suivant la date à laquelle elle est devenue assujettie à l'article 7 du REMM.

Au minimum, les données historiques sur les poissons devraient permettre de documenter les effets sur la croissance, la reproduction (ou l'abondance des larves ou le développement des gonades) et la distribution par âge chez une ou deux espèces de poissons. Elles devraient également permettre de comparer la condition (coefficient de condition ou taille du foie) et les malformations physiques entre la population témoin et la population exposée.

Le rapport décrivant les résultats de l'étude historique qui est présenté à l'agent d'autorisation devrait inclure :

- une confirmation que les échantillons prélevés étaient représentatifs des zones d'échantillonnage au moment de l'échantillonnage sur le terrain;
- une confirmation que les conditions existant lors de l'échantillonnage précédent étaient représentatives des conditions actuelles (p. ex. qualité de l'effluent);
- la taille de l'échantillon pour l'étude des poissons;
- une description du type d'habitat à un niveau de résolution suffisant pour choisir les zones d'échantillonnage des poissons;
- une liste des facteurs confondants à considérer dans la conception de l'étude et l'interprétation des résultats;
- une description de la communauté de poissons (et crustacés) présente dans les zones d'étude;
- une description de la qualité et de l'utilisation des ressources halieutiques dans la zone exposée et la zone de référence;
- une description des zones d'échantillonnage (zones exposée et de référence).

En plus d'être scientifiquement défendables, les données historiques devraient avoir été recueillies aux cours des six années précédentes.

Si l'exploitation de la mine ou l'environnement dans la zone d'étude ont changé depuis l'étude précédente, l'utilisation de données historiques pour la première ESEE n'est pas recommandée. Tout événement susceptible de modifier les effets de l'effluent sur les poissons devrait être pris en compte. En voici des exemples :

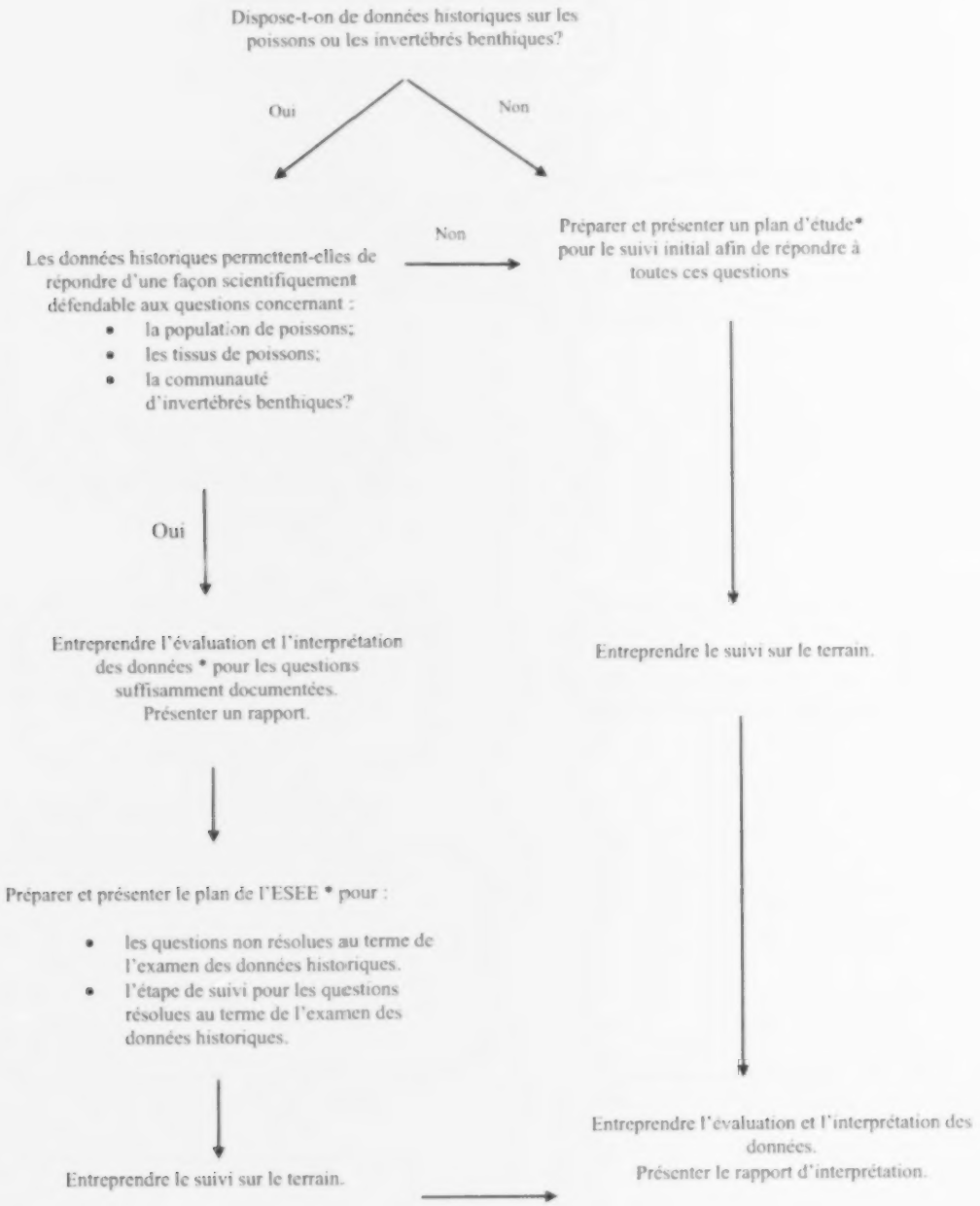
- traitement de minerai présentant des caractéristiques chimiques différentes;
- exploitation d'un nouveau gisement de minerai présentant des caractéristiques chimiques différentes;
- modification d'un procédé ou d'un mode de traitement de l'effluent;
- inondation de la zone réceptrice affectant la zone de référence et(ou) la zone exposée;
- modification de l'emplacement des points de rejet final prévus;
- présence de nouveaux facteurs confondants.

Le processus proposé par AQUAMIN (AQUAMIN, Working Group 1, 1994) faisait appel à une série de critères précis pour évaluer les données historiques (les points pertinents sont résumés au tableau 4.1). Les questions suivantes devraient être prises en compte dans l'évaluation de la pertinence des études antérieures susceptibles d'être utilisées dans le cadre de l'étude des poissons du programme d'ESEE :

- Le plan d'étude a-t-il répondu aux objectifs fixés?
- L'étude prévoyait-elle la comparaison d'une zone exposée à une zone de référence - les comparaisons temporelles (c.-à-d. avant et après le rejet de l'effluent) étant aussi valides?;
- L'étude a-t-elle fourni de l'information sur les méthodes utilisées?
- Dispose-t-on d'information sur le contrôle de la qualité des résultats des analyses et des données de terrain?

Dispose-t-on d'information sur les méthodes statistiques utilisées aux fins de l'analyse des données?

Figure 4-1: Utilisation des données historiques et suite logique d'événements menant à la réalisation du suivi initial.**



**** Durant l'élaboration du plan d'étude et l'interprétation des données, la mine devrait prendre en compte tous les facteurs confondants présents dans la zone d'échantillonnage qui pourraient entraver l'interprétation des données.***

Tableau 4-1: Guide pour l'évaluation des études antérieures

Sous-critères	Points à considérer
Plan d'étude	
Variabilité à l'intérieur de chaque station ET Nombre et emplacement des stations d'échantillonnage	•La variabilité propre au site est prise en compte par la réplication des stations de pêche. •Le choix de l'emplacement et du nombre des stations de pêche est fondé sur : •l'exposition à l'effluent; ou •le devenir prévu des contaminants; ou •le pré-échantillonnage; ou
ET	•une autre approche permettant d'optimiser le plan (stratégie d'échantillonnage : aléatoire stratifié, systématique; puissance statistique, variabilité environnementale et tout facteur agissant sur la sensibilité).
Facteurs ou conditions connexes	•Les facteurs environnementaux pertinents sont signalés. •Les données complémentaires devraient inclure (le cas échéant) et de façon non exclusive : • eau : pH, dureté, conductivité; • biote : description de l'habitat. • Identifier les facteurs confondants comme les autres sources de pollution.
Zones de référence	
Station de référence spatiale	•Les zones de référence sont situées de manière à ne pas être exposées à l'effluent (p. ex. en amont ou hors de la zone d'influence du rejet), si possible dans le même plan d'eau, sinon dans un autre plan d'eau. •Les conditions environnementales dans la zone de référence et la zone exposée devraient être comparables (caractéristiques naturelles similaires de l'habitat).
Méthodes	
Méthodes normalisées OU	•Les méthodes employées sont fondées sur des procédures validées préparées par des gouvernements ou organismes reconnus, des organisations nationales ou internationales de normalisation comme l'ASTM (American Society for Testing and Materials), l'USEPA (United States Environmental Protection Agency), Environnement Canada, l'OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques), l'OMS (Organisation mondiale de la santé).
Méthodes référencées OU Méthodes décrites	•Les méthodes employées sont publiées et reconnues comme des protocoles adéquats. •Des description écrites détaillées des méthodes sont disponibles. Ces descriptions devraient être très détaillées (équipement d'échantillonnage; prélèvement, entreposage, conservation et préparation des échantillons; etc.). Les méthodes d'échantillonnage sur le terrain sont documentées de façon à assurer et à maintenir l'intégrité des échantillons. Les nouvelles approches sont bien documentées.
Contrôle de la qualité	
Limites de détection	•Les limites de détection sont fournies ou peuvent être facilement calculées ou déterminées à partir des données. •Limites de détection pour les différents types d'étude : études biologiques - niveau d'identification (détermination des niveaux taxonomiques) ou clés d'identification avec références / analyses chimiques – limite de détection de la méthode.
Précision	•La précision est exprimée en écart-type ou en coefficient de variation. •Pour les données chimiques, on indique la variation analytique entre les réplicats de laboratoire (échantillons fractionnés). •Pour les concentrations de métaux dans les tissus, on utilise le traitement double.

Exactitude	•L'exactitude est exprimée par l'écart (en pourcentage) par rapport à la valeur réelle et devrait être évaluée à l'aide des meilleurs matériaux de référence pertinents et reconnus disponibles. •Pour les données biologiques, on indique les collections de référence d'organismes. •Pour déterminer le niveau de contamination introduit dans l'échantillon pendant le traitement et l'analyse, on utilise des blancs.
Analyse des données	
Mesures des effets	•Description de l'ampleur des effets (p. ex. gravité ou degré de l'impact).
Évaluation des données	•L'analyse des données résume les données chimiques et biologiques ou permet de vérifier les hypothèses présumant l'existence de changements importants ou l'aptitude de l'étude à détecter des changements.

D'après AQUAMIN, Working Group 1, 1994

4.3.2 Suivi initial

Un suivi initial s'impose si la mine ne dispose pas de données historiques ou si les données historiques ne permettent pas de déterminer si des effets s'exercent sur les populations de poissons, les tissus des poisson **et** la communauté d'invertébrés benthiques.

4.3.2.1 Introduction

L'évaluation de l'effet de l'effluent sur les poissons repose sur une comparaison des indicateurs de l'état de la population (croissance, reproduction, condition et survie). Pour déterminer si l'effluent a eu un effet ou causé un changement dans le potentiel d'utilisation des poissons, on peut également évaluer la concentration de mercure dans les tissus de poissons et l'altération du goût ou de l'odeur des tissus de poissons. Enfin, pour évaluer l'effet de l'effluent sur le poisson, il faut répondre aux questions suivantes :

- Les poissons ont-ils subi des modifications à cause de l'effluent?
- A-t-on observé un changement dans le potentiel d'utilisation des poissons à cause de l'effluent?

Les ressources locales doivent être prises en considération dans la préparation du plan d'étude car elles peuvent renseigner sur la présence de certaines espèces de poissons ou fournir des renseignements susceptibles d'orienter le choix des stations d'échantillonnage.

4.3.2.2 Étude des poissons

Pour répondre à la question « Les poissons ont-ils subi des modifications à cause de l'effluent? », il faut examiner les effets sur la croissance, la reproduction, la condition et la survie de la population de poissons.

La survie (âge), l'utilisation de l'énergie (croissance et reproduction) et le stockage de l'énergie (condition) sont des mesures qui peuvent refléter un effet sur les poissons lié à l'effluent.

La croissance est le changement de taille (poids ou longueur) qui se manifeste en fonction du temps ou de l'âge.

La reproduction est exprimée comme l'effort de reproduction, la fécondité, la taille des œufs ou le poids des gonades par rapport à la taille du corps. La reproduction peut être la mesure la plus sensible chez les poissons résidants. L'altération de l'investissement reproductif peut apparaître en moins d'un an, car les tissus reproducteurs se renouvellent généralement chaque année. La fécondité et le poids des gonades sont faciles à mesurer si l'échantillonnage est effectué au moment opportun. Le suivi devrait être effectué avant la saison de fraye, alors que les gonades sont grosses et bien développées. Pour déterminer quel est le bon moment pour l'échantillonnage, il est indispensable de connaître le cycle biologique des poissons.

Les informations sur l'effectif relatif des classes annuelles peuvent également être utilisées pour évaluer le succès de reproduction. Si l'on procède à un échantillonnage non destructeur, l'effectif relatif des classes (survie des juvéniles, composition relative [en pourcentage] des classes d'âge) sera la seule mesure possible du succès de reproduction. Dans les cas où les premiers stades biologiques ou stades juvéniles des poissons résident dans la zone exposée, la densité des larves peut servir de fondement à l'évaluation du succès de la reproduction.

Pendant l'étude des poissons, il convient également d'évaluer l'état physique des poissons. La condition peut servir d'indice du bien-être des poissons et devrait à ce titre être consignée. Il est également recommandé de procéder à un examen visuel des malformations physiques (lésions sur la surface du corps, nageoires usées, effrangées ou hémorragiques, parasites ou autres déformations physiques). Si les malformations sont plus fréquentes chez les poissons de la zone exposée, on peut procéder à une étude plus détaillée durant une étape subséquente du programme (suivi ciblé ou recherche des causes).

Dans l'étude des poissons, si on trouve aucun poisson dans la zone d'étude, à un endroit où on devrait raisonnablement s'attendre à en trouver, ce fait devrait être signalé comme un effet. Toutefois, s'il y pas non plus de poissons dans la zone de référence, on ne peut pas raisonnablement s'attendre à en trouver dans la zone exposée.

4.3.1.1.1 Choix des espèces de poissons pour le suivi

Étude de la communauté

Les études classiques de la communauté de poissons permettent d'évaluer si la variété et l'abondance des espèces présentes diffèrent entre les zones. Les renseignements sur l'abondance relative et la présence ou l'absence des espèces sont également utiles dans le choix des espèces de poissons (section 4.3.2.2.1) pour l'étude des poissons et l'étude sur leur potentiel d'utilisation, et pour la préparation des étapes suivantes du programme. Les communautés de poissons comportent souvent un certain nombre d'espèces qui sont peu abondantes pour diverses raisons souvent sans rapport avec la présence de l'effluent. L'évaluation devrait donc porter sur les espèces qui sont abondantes dans la zone de référence, et les conclusions tirées sur la communauté de poissons ne devraient pas être fondées sur des mesures enregistrées chez des espèces peu abondantes dans la zone de référence.

On considère qu'un changement s'est produit dans la communauté de poissons lorsque des espèces qui devraient être abondantes d'après les prélèvements effectués dans les zones de référence ne sont pas présentes au voisinage du point de rejet de l'effluent. Si la zone située en aval du point de rejet n'abrite pas une ou plusieurs des espèces abondantes observées dans la zone de référence, il faut déterminer jusqu'à quelle distance en aval cette absence persiste. Si la présence de l'effluent a modifié la composition de la communauté, on observera aussi des changements mesurables dans les populations de poissons restantes.

Lorsqu'une mine possède suffisamment de données historiques pour déterminer si des espèces appropriées sont présentes et ainsi choisir des espèces acceptables, et si elle est consciente de la présence ou de l'absence dans la zone d'espèces de poissons désignées comme rares, en péril ou menacées, elle peut entreprendre de répondre aux objectifs de l'étude des poissons.

Le tableau 3.5 énumère les espèces qui sont actuellement considérées comme rares, en péril ou menacées par le Service canadien de la faune (COSEPAC, 2000). Cette liste, qui est mise à jour régulièrement, est présentée sur le site Web du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) (http://www.cosewic.gc.ca/). On peut y trouver la date à laquelle le COSEPAC a désigné ou mis à jour la situation d'une espèce. Les provinces et territoires peuvent avoir des listes dont les désignations diffèrent de celles établies par le COSEPAC. Par exemple, une espèce peut être considérée comme en péril dans une province ou un territoire, mais seulement comme vulnérable à l'échelle du Canada. En pareil cas, il faut utiliser la liste de la province. Après avoir choisi les espèces pour l'étude des poissons, il faut concevoir le programme d'échantillonnage sur le terrain de façon à limiter la mortalité des espèces non visées.

En l'absence de données historiques, l'abondance relative (comparaisons des captures par unité d'effort) ou la présence d'espèces suffisamment abondantes pour être retenues aux

fins de l'étude sont les données minimales permettant de choisir les espèces adéquates pour l'étude des poissons.

Dans la mesure du possible, il est préférable d'utiliser des techniques non destructrices pour l'étude de la communauté (on trouvera à la section 4.6 une description des méthodes appropriées).

Choix des espèces de poissons aux fins du suivi

Les facteurs les plus importants dans le choix des espèces pour le programme d'ESEE sont l'exposition (voir la section 4.3.2.2.2), l'abondance, la représentativité pour la zone à l'étude (Munkittrick et McMaster, 1999) et la sensibilité à l'effluent. L'objectif de l'étude des poissons est d'évaluer les effets de l'effluent sur la population de poissons et sur le potentiel d'utilisation des poissons. Si les poissons ne demeurent pas durant tout leur cycle biologique dans la zone exposée, il convient d'envisager de restreindre l'évaluation de l'impact potentiel aux stades biologiques des poissons qui résident dans la zone exposée. Si les poissons ne sont que résidents transitoires de la zone exposée, on peut s'employer à déterminer si les espèces qui sont les plus exposées manifestent des changements liés à cette exposition.

La méthode recommandée pour mener à bien l'étude des poissons consiste à examiner des spécimens adultes (ayant atteint leur maturité sexuelle) de deux espèces de poissons relativement sédentaires qui ont été exposés à l'effluent pendant une longue période. Dans les milieux où la faible abondance des poissons ne permet pas de prélever des échantillons de la taille requise (section 4.3.2.2.3) et où il est impossible de trouver deux espèces satisfaisant aux objectifs du suivi, on peut envisager les options suivantes, par ordre de préférence :

- une espèce sexuellement mature et une espèce sexuellement immature;
- deux espèces sexuellement immatures;
- une espèce sexuellement mature; ou
- une espèce sexuellement immature.

Lorsqu'il est démontré qu'une étude des poissons risque d'affecter les ressources halieutiques, il est préférable d'utiliser des techniques d'échantillonnage non destructrices.

Les espèces migratrices ou celles qui ne passent qu'une petite partie de leur cycle biologique dans le système à l'étude (p. ex. salmonidés anadromes ou certains poissons marins) ne conviennent généralement pour le suivi pas parce que leur exposition à l'effluent est minime ou temporaire. C'est également le cas des espèces très mobiles qui ne seront présents que temporairement dans la zone exposée. Dans certains cas, des espèces plus mobiles (p. ex. ménomini de montagnes - Swanson, 1993) peuvent être sélectionnées aux fins du suivi si des contraintes physiques limitent leur déplacement (p. ex. barrages, obstacles naturels, changements dans l'habitat). En général, plus la probabilité qu'une espèce soit exposée à l'effluent augmente, plus sa valeur pour le programme d'ESEE augmente.

Pour s'assurer qu'on dispose d'un nombre de spécimens suffisant pour mener à bien un programme de suivi à long terme, il convient d'échantillonner des espèces abondantes dans la zone exposée et la zone de référence. Les espèces échantillonnées devraient également convenir pour la mesure des variables recommandées. Par exemple, l'utilisation de poissons dont l'âge est difficile à déterminer risque de compliquer l'interprétation des résultats (Munkittrick et McMaster, 1998). De même, il convient d'évaluer le rôle des espèces répertoriées dans le réseau trophique (p. ex., certaines espèces qui se nourrissent essentiellement de matières d'origine terrestre) afin d'éliminer celles qui présentent peu d'intérêt pour l'évaluation des effets éventuels de l'effluent sur le milieu aquatique.

Les populations de poissons de pêche commerciale, sportive et de subsistance ne conviennent généralement pas pour le suivi parce que leur exploitation peut masquer les effets causés par l'effluent. L'utilisation d'espèces de grande taille devrait être évitée, car l'abondance des adultes des petites espèces fluctue plus rapidement face aux agents de stress agissant sur la fécondité et(ou) la survie des larves (Shuter, 1990). L'utilisation de poissons ayant atteint leur maturité sexuelle est préférée, la mesure des paramètres liés à la reproduction étant alors plus facile.

Étant donné que les métaux peuvent s'accumuler dans les sédiments, les espèces de poissons qui vivent près de l'interface eau-sédiment et qui se nourrissent d'invertébrés benthiques peuvent manifester plus rapidement les effets de l'effluent. Toutefois, si la bioamplification présente une préoccupation, l'utilisation d'espèces prédatrices est alors préférable. De plus, les espèces démersales (vivant sur le fond) conviennent souvent mieux pour le suivi des effets éventuels d'une source ponctuelle parce qu'elles se situent aux niveaux inférieurs du réseau trophique et réagissent plus rapidement aux modifications de l'environnement que les espèces occupant un niveau trophique plus élevé. Le tableau 4.2 résume les diverses caractéristiques à rechercher chez une espèce de poisson en fonction des mesures terminales à l'étude. Les questions reliées à la santé humaine et à l'état de l'environnement sont présentés séparément du fait que les préoccupations qu'elles présentent ne sont pas toujours pareilles. Dans la plupart des cas, les effluents sont considérés comme des sources ponctuelles mais, parfois, c'est toute la propriété minière qui constitue la source ponctuelle.

Tableau 4-2: Caractéristiques des espèces de poissons pouvant être utilisées à des fins de suivi et permettant d'optimiser l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine.

Caractéristiques	Santé des pêches		Santé humaine	Commentaires
	Source ponctuelle	Source diffuse		
Résidence (en l'absence de barrières)	Locale	Mobile	Conditions spécifiques	Source diffuse : choisir une espèce intégrant les signaux de la zone.
Abondance	Élevée	Élevée	Conditions spécifiques	Santé humaine : la présence possible de préoccupations locales associées à des préférences alimentaires et à la consommation peuvent l'emporter sur tous les autres facteurs.
Longévité	Courte-moyenne	Courte-moyenne	Longue	Santé des pêches : avec les espèces dont la durée de vie est longue, il sera probablement plus difficile de détecter des changements. Santé humaine : la longue durée de vie accroît la charge corporelle et ses conséquences.
Préférences alimentaires	Benthivore	Conditions spécifiques	Piscivore	Santé humaine : choisir une espèce située au sommet de la chaîne trophique. Autres aspects : éléments généralement associés à une plus grande mobilité.
Fécondité et taux de croissance	Élevées	Élevées	Faibles	Il convient de rechercher une espèce présentant de fortes exigences énergétiques, car la détection des changements de la disponibilité ou de la qualité de la nourriture sera plus rapide. Santé humaine : choisir les espèces à croissance et reproduction lentes qui accroissent les charges corporelles.
Âge à la maturité	Court	Court	Long	Santé des pêches : choisir une espèce qui a besoin d'énergie pour entamer la fraye, mais aussi pour une croissance rapide, ce qui fera ressortir plus tôt les impacts.
Période de la fraye	Propre au site	Propre au site	Propre au site	Les relations entre l'exposition et le moment de la fraye varient selon la question étudiée. Dans les systèmes des Prairies, le développement des œufs s'effectue pendant l'hiver chez les poissons qui frayent au printemps, l'hiver correspondant à la période d'exposition maximale aux sources ponctuelles. Dans d'autres systèmes, l'exposition maximale se produit à la fin de l'été ou à l'automne.
Rôle dans la chaîne trophique	Oui	Oui	Oui	Choisir une espèce dont le régime alimentaire est composé essentiellement de matières d'origine aquatique et non terrestre.

Source : Munkittrick et McMaster, 1999.

Les critères recherchés chez une espèce de poisson destinée à être utilisée dans le cadre d'un programme de suivi recoupent souvent les caractéristiques des poissons benthivores de taille moyenne comme les meuniers. Étant donné que les meuniers ont été employés avec succès dans des études similaires (Munkittrick et Dixon, 1989; Sandström, 1996; Environment Canada, 1997), l'utilisation de benthivores de taille moyenne peut convenir pour de nombreux sites miniers.

Les espèces de plus petite taille (p. ex. dards, ménés, chabots) peuvent aussi être considérées pour des fins de suivi (Gibbons *et al.*, 1998a, b). Un poisson mesurant au maximum 150 mm peut être considéré comme une espèce de petite taille. On trouvera des renseignements sur la taille maximale des diverses espèces de poissons dans les écrits scientifiques, notamment Scott (1967), Scott et Crossman (1973), Fritz *et al.* (1975), Roberts (1988), Nelson et Paetz (1992), Jenkins et Burkhead (1993), Coad (1995), Leblanc et Couillard (1995) et Leblanc *et al.* (1998). Shuter (1990) note que les poissons de petite taille sont plus sensibles à l'acidification que les poissons de plus grande taille ou, à tout le moins, réagissent plus rapidement aux fluctuations du pH.

Sur le plan pratique, les petits poissons sont généralement plus abondants, plus faciles à capturer et plus sédentaires que les poissons de plus grande taille. Chez les espèces dulcicoles, une corrélation positive a été établie entre l'étendue du domaine vital et la taille du corps (Minns, 1995). La prise de mesures pour l'étude des poissons peut être effectuée de façon précise et exacte sur ces espèces de petite taille.

L'utilisation de poissons de petite taille soulève toutefois quelques inconvénients. Bien souvent, on connaît moins bien leurs caractéristiques biologiques fondamentales et leur cycle vital, en particulier leur mode de fraye, de sorte qu'il est difficile de déterminer les meilleures zones, les moments et les méthodes pour l'échantillonnage. Certaines espèces sont des géniteurs à frayes multiples (produisent plus d'une cohorte d'ovules matures par année) (p. ex. Heins et Rabito, 1986; Burt *et al.*, 1988; Paine, 1990). Chez ces espèces, il est difficile d'estimer l'effort de reproduction à partir d'un seul échantillon, car les tissus reproducteurs peuvent se renouveler presque entièrement entre chaque ponte (c.-à-d. la majeure partie de la masse d'ovules dans l'ovaire est évacuée lors de la ponte, et une couvée d'ovules matures se développe). Le nombre de couvées pendant la saison de fraye devient le principal indicateur de l'activité reproductrice, et l'estimation de ce paramètre est difficile sur le terrain, même en cas d'échantillonnage fréquent. Il est également difficile d'évaluer la signification des changements dans la production d'œufs chez les géniteurs à frayes multiples s'ils montrent une reproduction normale lors des premières pontes. Les impacts seront difficiles à détecter, et ils seront affectés par divers facteurs liés au site comme la survie, l'immigration, l'émigration, etc. Jusqu'à preuve du contraire, on posera que les géniteurs à frayes multiples présentant une fécondité, une taille des œufs, une taille corporelle et un âge à la maturité normal avant la première fraye de la saison ne connaissent pas de réduction dans la reproduction. Par ailleurs, la distribution des fréquences des classes d'âge ou de la longueur peut servir d'indice du succès de reproduction.

La fraye multiple ou prolongée peut aussi être limitée chez les espèces dont le mâle protège les embryons en développement, ainsi que chez d'autres espèces produisant des ovules de grande taille (Paine, 1990; Gibbons *et al.*, 1998a). En règle générale, la fraye multiple est moins fréquente chez les espèces dont la saison de fraye est courte. L'utilisation de telles espèces est donc préférable pour le suivi. Dans tous les cas, l'échantillonnage des espèces à frayes multiples devrait être effectué avant la première ponte.

Certaines zones peuvent ne pas abriter de poissons adultes mais servir de nourriceries pour les juvéniles. Dans ce cas, il est possible de remplacer l'étude des poissons par une étude des poissons juvéniles. Les mesures pertinentes sont alors l'abondance (survie des jeunes de l'année, composition relative [en pourcentage] des classes d'âge), les malformations associées à l'exposition aux effluents (p. ex. fusion et compression de vertèbres), les courbures de la colonne vertébrale (p. ex. lordose et scoliose), l'érosion des nageoires et le taux de croissance des juvéniles exposés à l'effluent par rapport à celle des juvéniles vivant dans la zone de référence. Les méthodes de collecte des poissons juvéniles sont bien établies, et dans de nombreux cas, l'âge des juvéniles peut être déterminé (p. ex. Secor *et al.*, 1995). Les considérations prioritaires sont ici la résidence et l'exposition des poissons juvéniles.

En l'absence de poissons, on peut envisager de prélever des mollusques sauvages comme les huîtres ou les moules. Les mollusques constituent un groupe taxinomique diversifié qui inclut les bivalves et les gastéropodes, et ils sont largement répandus dans tout le Canada. Les bivalves d'eau douce ont été utilisés avec succès à des fins d'évaluation du degré de contamination par les métaux à l'échelle de la population (Elder et Collins, 1991; MacMahon, 1991).

Les mollusques possèdent de nombreuses qualités recherchées chez une espèce utilisée à des fins de suivi :

- ils sont sédentaires, bien que certaines espèces (les unionidés) puissent migrer sur de courtes distances (mètres) dans leur habitat;
- ils sont largement distribués dans tout le Canada, et sont identifiés sans le besoin de connaissances taxinomiques poussées;
- l'information limitée sur le statut des mollusques suggère que la plupart des espèces de bivalves unionidés sont actuellement stables au Canada;
- les spécimens de bivalves unionidés sont assez gros pour fournir une quantité de tissus suffisante pour le dosage des métaux mais les sphaeriidés de petite taille et la plupart des gastéropodes devraient être regroupés pour le dosage des métaux dans les tissus;
- les mollusques sont relativement résistants et tolèrent de vastes gammes de concentrations de métaux, mais leur tolérance est limitée dans les conditions où les valeurs de pH sont inférieures à 4,7-5,0 et les concentrations de calcium inférieures à 2-2,5mg L^{-1}.

4.3.1.1.2 Exposition des poissons

Lorsqu'aucune barrière physique n'entrave le déplacement des poissons entre la zone de référence et la zone exposée, l'utilisation d'un indicateur de l'exposition à l'effluent est recommandée.

Il est possible de détecter des différences d'exposition en examinant les teneurs en métaux dans les tissus indicateurs. Les indicateurs et les tissus à analyser varient selon le type de mine et les espèces utilisées. En général, ce sont les branchies, le foie et le rein qui conviennent le mieux pour estimer l'exposition et la biodisponibilité des métaux. Le mercure est le seul pour lequel une accumulation dans le tissu musculaire a été démontrée. En conséquence, si l'on soupçonne une contamination par le mercure, il convient d'analyser les muscles dorsaux. Le sang et le tissu osseux peuvent refléter l'exposition au plomb, et leur utilisation peut à ce titre être envisagée si le plomb est le principal élément préoccupant (Hodson *et al.*, 1984). Les concentrations dans les os constituent normalement le meilleur indicateur d'une exposition à long terme aux métaux, tandis que les concentrations dans le sang sont indicatives d'une exposition d'une courte durée (AETE, 1998).

Sur les espèces de grande taille, il est possible de prélever des échantillons de foie ou de rein. Les tissus devraient être congelés en vue de la préparation et de l'analyse ultérieures. Pour les espèces de petite taille (< 10 cm), le dosage peut être effectué à partir de spécimens entiers ou éviscérés (tube digestif).

Il est crucial de concevoir les études de façon à maximiser la possibilité de détecter les effets éventuels. En conséquence, l'échantillonnage devrait être réalisé au bon moment de l'année, avec les engins de pêche et les zones de référence appropriés. Il est essentiel de concevoir des études de façon à maximiser l'exposition potentielle. Il sera généralement impossible de choisir des espèces de poissons qui passent toute leur vie dans la zone exposée. De nombreuses espèces effectuent des migrations saisonnières (p. ex. vers les frayères, les zones d'alimentation et les zones d'hivernage) susceptibles de les mettre en contact avec l'effluent ou de les en éloigner. En choisissant une période d'échantillonnage appropriée et une espèce de poisson plus susceptible d'être exposée à l'effluent du fait de ses habitudes de vie, on peut maximiser l'exposition potentielle.

Il importe d'évaluer à la fin de chaque étape de suivi la pertinence des espèces sélectionnées en se fondant sur la nature propre au site des résultats et les aspects particuliers se rattachant à la résidence. Sur ce dernier point, il convient de tenir compte des deux questions suivantes :

a) Les poissons de la zone de référence se mêlent-ils aux poissons de la zone exposée?
b) Les poissons capturés dans la zone exposée étaient-ils des résidants?

Lorsque des effets sont observés chez une ou deux des espèces faisant l'objet du suivi, il est nécessaire de veiller à les confirmer dans l'étape subséquente de suivi (suivi périodique - confirmation). Une fois ces effets confirmés, il convient de documenter leur

ampleur et leur portée géographique (suivi ciblé). Un des objectifs des étapes subséquentes pourrait être de vérifier si l'effet observé se manifeste chez d'autres espèces (p. ex. en déterminer l'ampleur). Les plans d'étude du suivi ciblé devraient prévoir l'examen d'espèces plus susceptibles d'être exposées.

Si aucun effet n'est décelé chez ces deux espèces durant une étape de suivi, il convient également de confirmer l'absence d'effet dans une étape subséquente (suivi périodique - surveillance). Pendant l'élaboration du plan d'étude de la ou des étapes subséquentes, il est crucial d'évaluer si l'espèce utilisée antérieurement permettait de maximiser le potentiel de détection des effets sur le site. Les facteurs à évaluer sont la période d'échantillonnage, la taille des échantillons, la puissance des analyses et le niveau d'exposition des poissons dans la zone exposée.

L'absence de poissons résidants dans la zone exposée peut soulever des inquiétudes. Cette situation trouve au moins deux explications :

a) les poissons évitent la zone exposée et sont donc absents ou peu abondants;
b) les poissons entrent et sortent librement de la zone exposée, et aucune espèce n'est exposée durant de longues périodes à l'effluent.

Dans le deuxième scénario, il se peut que les poissons se déplacent librement entre l'intérieur et l'extérieur de la zone exposée à l'effluent parce qu'ils n'en perçoivent pas l'effet, ou encore parce que les conditions sont suffisamment néfastes pour qu'ils évitent de rester en présence de l'effluent pendant de longues périodes. Dans les deux cas, aux fins de l'ESEE, l'objectif du plan d'étude est de déterminer si les poissons prélevés dans la zone exposée diffèrent de ceux provenant de la zone de référence.

Si les poissons prélevés dans la zone exposée montrent les effets d'une exposition et diffèrent des poissons de la zone de référence, il ne devrait pas y avoir de controverse. D'autres études de suivi peuvent permettre de vérifier si les différences relevées sont présentes chez d'autres espèces.

Par contre, un problème se pose si les poissons prélevés dans la zone exposée présentent des signes d'exposition mais ne diffèrent pas de ceux provenant de la zone de référence. Il y a confusion quant aux buts et objectifs de l'ESEE dans les situations où la résidence pose un problème.

L'objectif du programme d'ESEE est d'évaluer les effets de l'effluent sur le milieu aquatique, en particulier sur les poissons, leurs habitats et l'utilisation des ressources halieutiques. Cette information devrait faire ressortir l'efficacité des technologies, pratiques, programmes et règlements de prévention de la pollution.

Au moins trois raisons peuvent expliquer pourquoi une mine qui se conforme au REMM pourrait ne pas détecter d'effets dans les eaux réceptrices :

a) la mine ne produit pas de composés susceptibles d'engendrer de tels effets;
b) la dilution de l'effluent sur le site est suffisante pour prévenir la manifestation des effets;

c) en raison de l'insuffisance d'habitats critiques dans la zone exposée, les poissons ne demeurent pas suffisamment longtemps dans la zone soumise à l'influence de l'effluent pour présenter des effets (le cas échéant).

Il n'entre pas dans la portée de l'ESEE de déterminer pourquoi aucun effet n'est détecté dans la zone exposée. Dans la mesure où une mine se conforme aux dispositions du REMM, il y a lieu de croire, dans le cadre du plan du programme, que les conditions prévalant à l'intérieur de la zone permettent aux poissons exposés de ne pas être affectés par l'effluent si les poissons provenant de la zone exposée ne présentent pas d'effets, si cette tendance est confirmée au cours des étapes de suivi subséquentes et si le plan d'étude est jugé adéquat.

Pour l'étude des poissons, nous avons décrété ce qui suit :

> Si vous pouvez prélever un nombre suffisant de mâles et de femelles adultes de deux espèces et si vous pouvez démontrer que chez ces poissons, l'âge, la vitesse de croissance, la condition, la taille des gonades et du foie, la fécondité et la taille des œufs ne diffèrent pas de ceux de poissons témoins comparables, nous en conclurons qu'à l'heure actuelle aucun effet environnemental n'est associé à cette mine si celle-ci se conforme aux dispositions du règlement.

Le gouvernement se réserve le droit de modifier sa position à ce chapitre si des recherches démontrent que le programme, du fait de sa conception, ne permet pas de détecter certaines situations constituant une préoccupation importante.

4.3.1.1.3 Taille des échantillons et rôle de la taille de l'effet

Si aucune donnée sur les conditions ambiantes n'est disponible au moment de l'élaboration du programme d'étude, la taille d'échantillon minimale recommandée, pour un échantillonnage destructeur, est de 20 mâles et 20 femelles sexuellement matures de deux espèces de poissons. Si une ou les deux espèces choisies sont des espèces de petite taille, il convient de prélever en plus 20 poissons sexuellement immatures.

La décision de fixer à 20 poissons de chaque sexe la taille d'échantillon minimale pour un échantillonnage destructeur se justifie par le fait que les limites de l'intervalle de confiance à 95 % varient peu si l'on prélève plus de 20 poissons. Par exemple, Munkittrick (1992) considérait qu'il y avait peu d'amélioration dans les estimations de la variance chez le meunier noir lorsque la taille de l'échantillon dépassait 16. On trouvera de plus amples renseignements sur le calcul des intervalles de confiance pour les écarts-types dans Environment Canada (1997), Zar (1984) et Snedecor et Cochran (1980).

Si une mine décide de procéder à un échantillonnage non destructeur pour évaluer les effets de l'effluent sur la population de poissons, elle devrait prélever au moins

100 spécimens dans chaque zone d'échantillonnage. Les mesures terminales seront la longueur, le poids du corps, l'âge, la condition externe et le sexe (si possible). Les poissons prélevés devraient refléter la gamme de tailles des poissons et être représentatifs de la population. L'utilisation d'un minimum de 100 spécimens dans chaque zone donnera une bonne idée de la distribution dans les graphiques des mesures terminales comme la fréquence longueur-poids. En outre, si on examine les différences entre l'abondance relative des juvéniles et des poissons matures, on obtient une assez bonne résolution (M. Gray, comm. pers.).Si l'on échantillonne une espèce de petite taille dont la durée de vie pourrait ne pas dépasser 3 ou 4 ans, les poissons d'âge 0+ et 1+ représenteront une portion significative de la population (chez les chabots, jusqu'à 50 à 70 % de la population).

La force du plan d'étude peut se décrire par sa puissance statistique. La puissance statistique d'une comparaison varie en fonction de la taille de l'échantillon, de la variabilité et de la différence observée entre les zones. Il est important d'examiner la taille et la variabilité des échantillons au début de la conception du plan. Pour déterminer la taille d'échantillon permettant de détecter une différence spécifique, il faut connaître la variabilité de l'échantillon et le niveau de puissance statistique acceptable pour le processus décisionnel. La définition d'une taille d'effet et d'un niveau de puissance vise à déterminer quand le programme d'échantillonnage recueille suffisamment d'information pour permettre la prise de décisions.

Dans le cas où des données sont déjà disponibles, il est possible de calculer les tailles d'échantillons si l'on connaît la puissance et la taille de l'effet que l'on veut détecter. La détermination de la taille de l'effet suscite une controverse considérable. Selon Barnthouse *et al.* (1989), un changement de 10 % dans les variables mesurées traduirait un effet significatif aux plans sociétal et écologique. Il convient toutefois de noter que ces chercheurs s'occupaient surtout d'essais de toxicité en laboratoire et non d'études sur le terrain. La taille d'effet proposée était volontairement faible, à cause de l'incertitude qui accompagne l'extrapolation des résultats de laboratoire au terrain (Environment Canada, 1997). Chez les poissons sauvages, on a observé des différences de l'ordre de 20 % dans les paramètres entre les zones de référence. Aux fins de l'ESEE des pâtes et papiers, une taille d'effet cible de 25 % a été retenue pour la taille des gonades. Comme le degré de variabilité diffère d'une campagne d'échantillonnage à l'autre, la taille de l'effet cible ne devrait pas correspondre à une valeur fixe, mais plutôt à une gamme de changements que l'on souhaite détecter, tel un écart de 20 à 30 %. Les tailles d'échantillons peuvent être calculées à l'aide des méthodes proposées par Green (1989) et Environment Canada (1998). L'annexe 1 du rapport du groupe d'experts sur les poissons (Environnent Canada, 1997) présente une analyse détaillée des relations de puissance, des tailles d'effet et de l'intérêt de réduire la variabilité en augmentant la puissance.

Il est important de comprendre que la variabilité et la puissance diffèrent selon le paramètre étudié. Chez les poissons, le degré de variabilité fluctue d'une caractéristique à l'autre. Sur une échelle relative, la variabilité des variables liées à la reproduction est généralement équivalente ou supérieure à celle d'autres variables comme la longueur, le poids du corps et le poids du foie (Environnent Canada, 1997). Si les tailles d'effet sont

également exprimées sur une échelle relative (c.-à-d. écarts exprimés sous forme de pourcentage), une étude capable de détecter un écart de plus ou moins 25 % dans la taille relative des gonades permet de détecter des différences similaires ou plus faibles intéressant d'autres paramètres importants.

Il est recommandé de fixer la valeur de α et de β à un même niveau minimum de 0,50. On trouvera une justification de cette décision à la section intitulée Guide pour l'interprétation des données du suivi des effets environnementaux (chapitre 9).

En réduisant la variabilité on tire les plus grands bénéfices de l'étude des poissons. Quand la variabilité est si grande que les tailles d'échantillon ne sont ni justifiables ni acceptables sur le plan du coût, la première considération devrait être de :

a) réduire la variabilité;
b) choisir d'autres espèces présentant un degré de variabilité moindre, ou
c) envisager d'employer une méthode alternative.

Nous recommandons de concevoir un programme permettant de détecter une différence de 20 à 30 % dans la taille des gonades, avec un niveau de puissance de 0,95 ($1-\beta$). Pour les autres paramètres, l'ampleur de la différence pouvant être détectée serait fixée en fonction de la taille de l'échantillon permettant de déceler un effet sur la taille des gonades. Il est recommandé de vérifier pendant l'élaboration du plan de l'étude la puissance permettant de détecter des différences intéressant d'autres paramètres afin de s'assurer qu'on obtient une puissance raisonnable pour le plus grand nombre possible de variables. Les études sont conçues en fonction des caractéristiques individuelles de chaque site minier, et il convient de s'attacher en priorité à réduire la variabilité plutôt qu'à augmenter la taille des échantillons (section 4.2.2).

L'approche retenue pour fixer une taille d'effet cible pour le poids relatif des gonades devrait être appliquée à d'autres variables. Il convient d'effectuer des analyses de sensibilité utilisant des modèles de population pour explorer les conséquences de la taille d'effet choisie tant pour une variable choisie que pour l'ensemble des variables (Environnent Canada, 1997). Si ces analyses préliminaires démontrent que la puissance sera insuffisante avec des tailles d'échantillons raisonnables, il est recommandé de revoir la conception des évaluations.

Une approche fondée sur l'examen des distributions de fréquence sera plus objective si l'engin de pêche utilisé n'est pas sélectif en permettant que le plus grand nombre possible de classes d'âge soient représentées dans les captures.

Tableau 4-3: Paramètres dont la mesure est recommandée dans le cadre de l'étude des poissons pour déterminer les effets sur la croissance, la reproduction, la condition ou la survie des poissons.

Paramètre	Précision attendue	Mesures recommandées
Longueur (à la fourche, totale ou normalisée)*	± 1 mm	Mesures individuelles, moyenne, écart-type
Poids corporel total (frais)	± 1,0 %	Mesures individuelles, moyenne, écart-type
Âge	± 1 an (10 %, à confirmer de façon indépendante)	Mesures individuelles, moyenne, écart-type
Poids des gonades	± 1,0 %	Mesures individuelles, moyenne, écart-type
Taille des œufs	± 1,0 %	Poids, sous-échantillon d'au moins 100 œufs
Fécondité**	± 1,0 %	Nombre total d'œufs par femelle
Poids du foie	± 1,0 %	Mesures individuelles, moyenne, écart-type
Condition externe	S/O	Anomalies évidentes, lésions, tumeurs, parasites, etc.
Sexe	S/O	Mâle, femelle, immature

* Pour les espèces à queue fourchue, mesurer la longueur à la fourche. Autrement, i mesurer la longueur totale. Si l'on observe une usure prononcée de la nageoire, la longueur normalisée devrait être mesurée.

** On peut calculer la fécondité en divisant le poids total des ovaires par le poids individuel des œufs (qu'on peut estimer en comptant le nombre d'œufs dans un sous-échantillon. La méthode par déplacement d'eau n'est pas recommandée. Le sous-échantillon devrait contenir au moins 100 œufs.). Les œufs devraient être pesés avant la conservation, car l'agent de conservation va modifier leur poids.

4.3.1.1.4 Calendrier d'échantillonnage

La période de l'année durant laquelle l'échantillonnage est effectué est crucial pour le succès d'une étude des poissons. Chez les espèces qui s'éloignent ou se rapprochent temporairement de la zone d'influence de l'effluent durant la saison de fraye, une étude réalisée pendant la saison de fraye ou aux environs de cette saison serait inefficace. En conséquence, pour les poissons d'eau douce à fraye printanière, l'échantillonnage en automne serait plus approprié si la résidence ou la migration vers les zones de fraye pose un problème important. Dans les cas des poissons qui se reproduisent très tôt au printemps, il est souvent impossible de réaliser l'échantillonnage avant la saison de fraye, et il est recommandé d'effectuer les prélèvements aussi tard que possible dans l'année. Pour les géniteurs d'automne, l'étude devrait avoir lieu au printemps ou à l'été. Ces recommandations peuvent ne pas convenir pour les poissons dont les œufs connaissent une maturation rapide. Par exemple, les ménés qui frayent à la fin du printemps et de nombreuses espèces marines devraient être échantillonnés au début du printemps plutôt qu'à l'automne, car les œufs peuvent être encore immatures en automne. Chez certaines espèces, la croissance des gonades s'effectue sur une très courte période, et les calendriers d'échantillonnage devraient alors être établis de manière à optimiser les aspects liés à la résidence des poissons et au développement des gonades. D'autres facteurs à considérer dans l'établissement du calendrier d'échantillonnage incluent: les conditions de l'eau (débit, turbidité, action des vagues), l'accessibilité du site et le cycle de développement des gonades chez les espèces choisies.

En général, les périodes de reproduction des mollusques et leurs profils d'abondance varient en fonction des conditions climatiques et de la disponibilité de la nourriture. Dans la plupart des types d'habitat lotique ou lentique d'eau douce, il est préférable d'effectuer l'échantillonnage à l'automne, quand la majorité des taxons sont présents et(ou) assez gros pour être facilement recueillis. En milieu marin, l'échantillonnage devrait être réalisé à la fin de l'été ou à l'automne, car les populations à recrutement printanier sont alors stabilisées.

L'établissement du calendrier d'échantillonnage et le choix des espèces devraient être effectués en considération des activités normales de la mine, de façon à s'assurer que l'effluent est présent dans l'environnement. Comme les mines rejettent leurs effluents à un rythme irrégulier au fil de l'année, on devrait éviter d'effectuer l'échantillonnage si aucun rejet n'a été effectué depuis longtemps (mois). Toutefois, le choix de l'engin d'échantillonnage, les conditions de débit et la nature des rejets peuvent restreindre la saison propice aux fins de l'étude. La manipulation des dispositifs d'échantillonnage peut soulever des difficultés importantes pendant les périodes de fort débit. Or, certaines mines peuvent profiter des forts débits printanier pour rejeter de grandes quantités d'effluents de façon à réduire les eaux de procédés accumulés (potentiel maximal de dilution).

Si des données historiques sont disponibles, il convient de les examiner à cette étape et, le cas échéant, d'effectuer l'étude pendant une période similaire de façon à pouvoir comparer les résultats. Pour les mêmes raisons, les suivis subséquents devraient également être réalisés pendant des périodes similaires. De nombreux facteurs (p. ex. la saison d'échantillonnage) peuvent brouiller l'interprétation des résultats si rien n'est fait pour en réduire l'influence.

4.3.2.3 Potentiel d'utilisation des poissons

L'objectif de la question « A-t-on observé un changement dans le potentiel d'utilisation des poissons à cause de l'effluent? » est de déterminer si l'effluent a altéré les poissons au point d'en limiter l'utilisation par les humains. Le potentiel d'utilisation des poissons peut être compromis par un changement de l'apparence, de la saveur ou de l'odeur (altération) ou par des niveaux de contaminants dépassant les lignes directrices recommandées pour la consommation humaine et statistiquement différents des niveaux observés dans la zone de référence.

Les anomalies évidentes comme les tumeurs, les lésions externes, la présence de parasites et les malformations de la colonne vertébrale devraient être décrites et signalées pour chaque poisson capturé pendant l'étude des poissons.

On peut également évaluer le potentiel d'utilisation des poissons en comparant les concentrations de mercure mesurées dans les tissus de poissons provenant de la zone exposée et de la zone de référence. Si une mine détecte des concentrations de mercure

égales ou supérieures à 0,10 µg/L pendant la caractérisation de l'effluent (chapitre 6), elle est tenue de procéder à une analyse des tissus de poissons. Le mercure est le seul métal pour lequel Santé Canada a émis une directive régissant la consommation de tissus par les humains. La contamination par le mercure constitue donc une préoccupation d'envergure nationale. L'édition 1999-2000 du Guide de consommation du poisson gibier de l'Ontario mentionne que Santé Canada a récemment temporairement révisé à la baisse la dose d'ingestion journalière acceptable pour le mercure, en attendant les conclusions d'une étude à long terme. Les limites pour la consommation de poisson gibier débutent désormais à des concentrations supérieures à 0,45 µg/g de mercure total. Nous avons retenu la directive la plus restrictive.

Le Guide de consommation du poisson gibier de l'Ontario mentionne que d'autres métaux (Pb, Cu, Ni, Zn, Cd, Mg, Cr, As, Se) peuvent être présents dans les tissus des poissons, mais pas à des concentrations justifiant de limiter la consommation. Selon les sites, ces métaux peuvent constituer une source de préoccupation si d'autres directives pour la consommation humaine applicables à la région à l'étude ont été émises par un autre organisme de réglementation (provincial ou territorial) **et** si le métal visé par une directive de consommation est présent dans l'effluent. Il convient d'examiner les habitudes locales de consommation et les pêches commerciales pour déterminer quels tissus comestibles (foie, rein, os, chair ou poisson entier) devraient être soumis à l'analyse.

Si la concentration de mercure total observée dans les tissus des poissons de la zone exposée diffère de celle détectée dans les tissus des poissons de la zone de référence de façon statistiquement significative ***et*** excède la limite pour la consommation humaine de 0,45 µg/g de poids humide, il y a lieu de conclure qu'un effet sur le potentiel d'utilisation des poissons existe. Étant donné qu'à certains sites miniers on peut trouver des zones de référence où la concentration de mercure total dans les tissus de poisson est supérieure à 0,45 µg/g (p. ex. Nord du Québec – Schetagne *et al.*, 1996; Schetagne et Verdon, 1999), il faut, pour affirmer qu'il existe un effet sur les tissus de poissons, observer une différence statistiquement significative entre les zones et une concentration qui excède la limite pour la consommation humaine.

Les mollusques peuvent accumuler les métaux (Cd, Cu, Zn, Pb, Ni, Hg, As, Ag, et Cr). Des études de terrain donnent à croire que la relation entre les concentrations de métaux dans les tissus des mollusques et les concentrations de métaux dans le milieu ambiant est modulée par un certain nombre de paramètres biologiques, physiques et chimiques qui, de ce fait, devraient être pris en compte. En dernière analyse, la relation dépend du type de métal considéré et de sa disponibilité à l'état dissous et particulaire (AETE, 1997).

Si une mine est au courant de plaintes faisant état d'une altération de la saveur ou de l'odeur du poisson (notamment des plaintes écrites ou des plaintes verbales documentées présentées à la mine ou aux organismes gouvernementaux), l'agent d'autorisation devrait en être averti. Le cas échéant, un plan d'étude pour une évaluation de l'altération du poisson peut être proposé. On trouvera de plus amples renseignements sur la façon de

mener à bien une évaluation de l'altération à la section 4.10.2 et dans Environment Canada (1998).

4.3.2.4 Méthodes alternatives

Dans certaines situations, il se peut que l'étude des poissons, même si elle est menée conformément aux recommandations formulées dans le présent document (suivi de deux espèces de poissons dans la zone exposée et la zone de référence), ne fournisse qu'une information utile limitée ou se révèle trop coûteuse. Cette situation peut se présenter si :

- la conduite de l'étude soumet les personnes chargées de son exécution à des conditions dangereuses; ou
- des facteurs confondants ne permettent pas de mesurer d'une façon scientifiquement défendable l'effet de l'effluent sur le poisson et le plan de l'ESEE ne permet pas de surmonter ceux-ci.

En pareilles circonstances, la mine peut remplacer l'étude des poissons et(ou) l'évaluation du potentiel d'utilisation des poissons par une option alternative. Pour satisfaire aux exigences du règlement, la méthode alternative retenue doit apporter de l'information permettant de déterminer s'il y a un « effet sur la population de poissons » ou un « effet sur les tissus de poissons », selon les définitions de l'annexe 5.

On trouvera de plus amples renseignements sur les méthodes alternatives de suivi et sur l'interprétation des données provenant de ces études dans le chapitre 12.

4.3.1.1.1 Bivalves en cage

Si l'étude des poissons se révèle impossible à réaliser parce qu'on ne peut pas échantillonner le milieu récepteur ou parce que le nombre de poissons ou de mollusques est insuffisant, ou encore parce que des facteurs confondants posent des difficultés qui n'ont pu être résolues dans les plan d'étude, l'une des méthodes alternatives serait d'étudier les effets de l'exposition chez des bivalves en cage.

Les améliorations apportées à la méthodologie prévoyant l'utilisation de bivalves en cage ont permis d'accroître l'utilité de cette méthodologie pour la caractérisation de l'exposition aux produits chimiques et les effets biologiques aux fins du suivi des effluents (ASTM Manual, 2000 ; Salazar et Salazar, 1997a,b; Andrews et Parker, 1999). L'utilisation de bivalves en cage constitue une bonne méthode alternative pour l'étude des poissons parce qu'elle allie les éléments du contrôle expérimental des essais de laboratoire aux conditions de terrain. La méthodologie prévoit la mesure de mesures terminales bien établies (croissance et bioaccumulation) et a été utilisée de façon rentable tant au Canada et aux États-Unis (Courtenay *et al.*, 1998).

Dans de nombreux cas, l'utilisation de bivalves en cage permettra de contourner les problèmes que posent la présence de rejets contribuant aux facteurs confondants et les dommages antérieurs comme l'altération des substrats. Dans les situations où l'exposition de bivalves en cage ne peut être réalisée parce que le milieu récepteur est inadéquat (p. ex. forts courants, salinité fluctuante, effluents combinés, dommages antérieurs comme l'altération du substrat), la tenue sur place d'un bioessai ou l'aménagement d'un mésocosme peut se révéler une alternative acceptable.

On trouvera des détails sur la réalisation de l'étude sur les bivalves en cage et l'interprétation des données à la section 12.2.

4.3.1.1.2 Mésocosmes ou bioessais sur place

Les mésocosmes sont des cours d'eau artificiels aménagés sur le terrain qui permettent d'établir un lien entre le suivi de terrain et les essais de toxicité sublétale en simulant le milieu naturel tout en permettant de contrôler des variables comme la taille des échantillons, le rapport des sexes et l'exposition à l'effluent (Culp et Podemski, 1995; Culp *et al.*, 1996; Dubé *et al.*, 1998). Ils permettent donc d'examiner les interactions entre plusieurs espèces dans des conditions comparables à celles qui règnent dans les écosystèmes naturels. Les bioessais sur place sont des études en cours d'eau artificiels dans le cadre desquelles on maintient un certain réalisme environnemental (température ambiante, chimie de l'eau, photopériode) mais où l'on n'examine pas les interactions entre diverses espèces à l'échelle de la communauté ou de la population. Des études pilotes ont montré qu'il est possible de mesurer des mesures terminales couramment utilisés aux fins de l'ESEE (croissance des juvéniles et changements de la taille d'organes adultes) ainsi que des mesures terminales physiologiques (production de plasma et d'hormones stéroïdes *in vitro*) après une exposition de 30 à 60 jours aux effluents (Dubé *et al.*, 1997).

On trouvera des détails sur la réalisation de genre d'étude et l'interprétation des données à la section 12.1.

4.3.1.1.3 Élargissement des essais de toxicité sublétale

Lorsque l'échantillonnage direct des poissons se révèle impraticable, on peut estimer le risque que l'effluent ait des effets sur les poissons en procédant à des essais de toxicité sublétale à des concentrations comparables aux valeurs enregistrées sur le terrain. Il convient toutefois de noter que la validité de la procédure consistant à extrapoler les résultats des essais de toxicité aux effets réels de terrain devra être évaluée à partir des résultats du programme de l'ESEE lorsque ceux-ci seront disponibles. Il reste donc à

déterminer dans quelle mesure les résultats d'essais de toxicité sublétale pour les poissons peuvent être extrapolés aux conditions qui règnent sur le terrain. On trouvera de plus amples renseignements sur la question au chapitre 7.

Rejets en milieu marin

À l'heure actuelle, les mines de métaux qui rejettent leurs effluents dans un milieu marin ou estuarien sont peu nombreuses. Il est difficile de fournir des directives détaillées compte tenu du manque d'expérience dans ce domaine et, en particulier, des résultats pauvres des études des poissons marins réalisées pendant le programme d'ESEE des pâtes et papiers (Environment Canada, 1997; Courtenay *et al.*, 2002).

Une orientation générale est proposée, mais les mines sont encouragées à discuter de la situation avec l'agent d'autorisation dès le début de la conception de l'étude. À mesure que de l'expérience sur les rejets miniers en milieu marin sera accumulée, de nouvelles informations seront disponibles.

Les aspects suivants devraient être pris en compte dans la conception d'une étude des poissons en milieu marin aux fins de l'ESEE des mines de métaux :

- Certaines zones marines et estuariennes sont difficiles à échantillonner, et le cas échéant, l'utilisation de méthodes alternatives devrait être envisagée. Un certain nombre de facteurs peuvent compliquer l'échantillonnage, notamment les marées et les courants, un taux de renouvellement de l'eau élevé ou des conditions défavorables liées à l'habitat.
- L'interprétation des résultats est souvent brouillée par des facteurs confondants.
- Il peut exister des gradients de courant, de température et de salinité. Outre leurs effets sur les processus physiques, ces gradients peuvent avoir des conséquences physiologiques chez les organismes et influer sur l'absorption des contaminants. Les processus physiques eux-mêmes peuvent modifier la disponibilité des métaux et la dispersion des effluents.
- Le choix des zones de référence peut être plus difficile en milieu marin.
- Pour les projets nouveaux, il est crucial de recueillir des informations de base avant d'amorcer le rejet des effluents.
- Selon leur stade biologique, les poissons peuvent utiliser des habitats différents à différentes périodes de l'année. Si l'on détermine que la zone exposée sert essentiellement d'aire de croissance pour les premiers stades ou encore d'aire d'alimentation hivernale, il convient de s'attacher en priorité à déterminer si cet aspect est affecté.
- La disponibilité des espèces peut être faible en milieu marin. Dans de nombreux cas, des espèces résidantes de petite taille sont présentes, et il convient de les étudier. Bien souvent, il peut s'agir d'espèces à fraye fractionnée ou vivipares ou d'espèces pour lesquelles on dispose de peu d'information de base. L'absence de renseignements de base ne devrait ni restreindre ni entraver l'utilisation de ces espèces, particulièrement si elles sont abondantes et résidantes. L'hypothèse de base d'un programme d'ESEE est qu'une communauté devrait être intacte, et que les espèces normalement abondantes devraient être présentes. Une deuxième

hypothèse de base est qu'une population de poissons qui présente un taux de croissance, un développement reproductif et une distribution des classes d'âge identiques à ceux des poissons vivant dans la zone de référence est considérée comme non affectée.

- Dans les cas où le prélèvement de poissons sauvages se révèle impossible, des méthodes alternatives telles que celles déjà décrites à la section 4.3.3.4. devraient être envisagées.

4.4 Évaluation et interprétation des données

Aux fins du programme d'ESEE, un effet est défini comme une différence biologique statistiquement significative entre les mesures d'une population de poissons ou d'une communauté d'invertébrés prises dans la zone exposée et celles prises dans la zone de référence. On trouvera de plus amples renseignements sur l'évaluation et l'interprétation des données au chapitre 9.

Le chapitre 12 présente de plus amples informations sur les paramètres à mesurer, les mesures terminales et les analyses statistiques qui s'appliquent aux études utilisant des méthodes alternatives.

Un effet sur la population de poissons est défini comme une « différence statistique entre les mesures de la population de poissons prises dans la zone exposée et celles prises dans la zone de référence ».

La définition d'un effet sur les tissus de poissons s'énonce comme suit : « mesures de mercure total dans les tissus de poissons prises dans la zone exposée qui sont supérieures à 0,45 µg/g (poids humide) et qui présentent une différence statistique par rapport aux mesures de mercure total dans les tissus de poissons prises dans la zone de référence ».

Pour déterminer si l'effluent a un effet ou non sur la population de poissons, il faut procéder à des analyses statistiques des données (tableaux 4.4a et b). Les variables biologiques serviront à calculer les paramètres suivants :

Utilisation de l'énergie (croissance et reproduction)

- croissance : taille (longueur et poids) selon l'âge, changement des fréquences de longueur dans le temps, taille des jeunes de l'année à la fin de la saison de croissance, poids humide et longueur des animaux entiers (bivalves en cages);
- investissement reproductif : poids des gonades (en fonction du poids corporel et de la longueur), fécondité (en fonction du poids corporel, de la longueur et de l'âge), niveaux des hormones stéroïdes sexuelles, taux de survie des jeunes de l'année ou proportion (en pourcentage) de jeunes de l'année.

Survie

- structure d'âge;

- analyse des fréquences de la longueur.

Stockage d'énergie (condition)

- condition (poids corporel en fonction de la longueur), indice de condition (bivalves en cages);
- poids du foie (en fonction du poids corporel et de la longueur).

Le taux de croissance, le poids corporel, le coefficient de condition, la taille des gonades et la taille du foie diffèrent souvent d'un sexe à l'autre. Ces disparités sont dues à des différences dans les besoins énergétiques globaux des poissons mâles et des poissons femelles. En conséquence, il faut considérer les deux sexes séparément pour évaluer la variabilité associée à chaque paramètre. Les poissons immatures devraient également être distingués des poissons matures dans les analyses. Chez la plupart des espèces, les individus dont les gonades représentent moins de 1 % de la masse corporelle seraient considérés comme immatures, malgré quelques exceptions notables comme certaines espèces qui protègent leur ponte (p. ex. barbotte). Il importe d'établir le calendrier d'échantillonnage en fonction des caractéristiques biologiques de l'espèce choisie afin d'éviter de capturer des poissons dont les gonades ne se sont pas encore développées en prévision de la saison de reproduction suivante. Toutefois, lorsqu'on effectue un échantillonnage non destructeur et qu'on utilise des distributions de fréquence des âges pour évaluer le succès de la reproduction, la période à laquelle l'échantillonnage est effectué devient moins d'important.

Lorsqu'on procède à un échantillonnage non destructeur et qu'on prévoit d'évaluer le succès de la reproduction en se fondant sur l'effectif relatif des classes d'âge, le choix des structures utilisées pour déterminer l'âge (p. ex. les écailles) devient plus important, mais reste limité (Gray *et al.*, 2002). Si aucune structure adéquate permettant de déterminer l'âge ne peut être prélevée, on peut tracer la courbe de la distribution de fréquence des longueurs pour remplacer la distribution de fréquence des âges. On peut analyser les fréquences des tailles pour examiner la distribution des classes d'âge, de la taille selon l'âge et des coefficients de condition des poissons (Gray *et al.*, 2002). Le rendement reproducteur peut être évalué d'après l'abondance relative des jeunes de l'année, et la croissance, d'après la taille des jeunes de l'année à la fin de la saison de croissance et la taille des poissons dans la classe d'âge 1+. Le rendement peut également être évalué d'après la condition relative ($k = 100*(poids/l^3)$) des poissons examinés. Cette approche permet normalement d'échantillonner un grand nombre de zones, et les mines sont invitées à échantillonner des zones exposées et zones de référence multiples. Si possible, il est recommandé de sacrifier un petit nombre de poissons de grande taille pour vérifier l'âge des spécimens plus vieux. Si l'espèce choisie présente un dimorphisme sexuel externe, il est possible de vérifier si le taux de croissance diffère selon le sexe.

Tableau 4-4a: Effets sur les poissons.
Mesures terminales est recommandées pour vérifier la présence d'un effet en se fondant sur d'éventuelles différences statistiquement significatives entre la zone exposée et la zone de référence.[1]

Type de réponse	Mesure Terminale	Méthode statistique (choisie en fonction De la mesure terminale étudiée)
Survie	Âge	Analyse de variance
	Analyse des fréquence de la longueur	
	Survie (bivalves en cages)	Analyse de variance
Utilisation de l'énergie (croissance)	Taille selon l'âge (poids corporel en fonction de l'âge)	Analyse de covariance
	Changement des fréquences de longueur dans le temps (effets non létaux, mésocosmes)	
	Taille des jeunes de l'année à la fin de la saison de croissance (effets non létaux, juvéniles)	
	Croissance (bivalves en cages)	Analyse de variance
	Croissance (poids humide d'animaux entiers) (bivalves en cages)	Analyse de variance
Reproduction	Poids relatif des gonades (poids des gonades en fonction du poids corporel)	Analyse de covariance
	Concentrations d'hormones stéroïdes sexuelles (mésocosmes)	
	Survie des jeunes de l'année à la fin de la saison de croissance (effets non létaux)	
Stockage d'énergie (condition)	Condition (poids corporel en fonction de la longueur)	Analyse de covariance
	Indice de condition (bivalves en cages)	Analyse de variance
	Poids relatif du foie (en fonction du poids corporel)	Analyse de covariance

[1] Pour les analyses de covariance, le premier terme entre parenthèses est la mesure terminale (variable dépendante, Y) qui est analysée pour un effet de l'effluent. Le deuxième terme entre parenthèses est la covariable, X (âge, poids ou longueur).

Tableau 4-4b: Variables d'appui à utiliser aux fins des analyses complémentaires. Ces analyses sont effectuées à titre d'information, et la présence de différences significatives entre la zone exposée et la zone de référence ne permet pas nécessairement de montrer l'existence d'un effet.[1]

Type de réponse	Variable d'appui	Méthode statistique (choisie en fonction de la mesure terminale étudiée)
Utilisation de l'énergie	Poids corporel (entier)	Analyse de variance
	Longueur	Analyse de variance
	Taille selon l'âge (longueur en fonction de l'âge)	Analyse de covariance
	Taille relative des gonades (poids des gonades en fonction de la longueur)	Analyse de covariance
	Fécondité relative (nombre d'œufs par femelle en fonction du poids corporel)	Analyse de covariance
	Fécondité relative (nombre d'œufs par femelle en fonction de la longueur)	Analyse de covariance
	Fécondité relative (nombre d'œufs par femelle en fonction de l'âge)	Analyse de covariance
Stockage d'énergie	Taille relative du foie (poids du foie en fonction de la longueur)	Analyse de covariance
	Taille relative des œufs (poids moyen des œufs en fonction du poids corporel)	Analyse de covariance
	Taille relative des œufs (poids moyen des œufs en fonction de l'âge)	Analyse de covariance

4.4.1 Démarche statistique pour l'étude des poissons

Des descripteurs statistiques devraient être fournis pour chacune des variables étudiées (moyenne arithmétique, médiane, minimum, maximum, écart-type, erreur-type et taille de l'échantillon).

La plupart des paramètres sont estimés par régression d'une variable sur une autre à l'aide de l'analyse de covariance. L'analyse de covariance combine les caractéristiques de l'analyse de variance et de la régression et peut servir à comparer des régressions entre plusieurs classifications (c'est-à-dire des zones d'échantillonnage) (Snedecor et Cochran, 1980). Pour obtenir une estimation de la variance des paramètres en présence d'échantillons raisonnablement grands (p. ex. 20 poissons ou plus), on devrait se servir de l'erreur quadratique moyenne (EQM; variance du modèle, $s^2 = ET^2$ des données résiduelles de la régression) du modèle d'analyse de covariance.

Pour évaluer le niveau de signification des différences de longueur, de poids et d'âge relevées entre les sites, on peut recourir à l'analyse de variance. Les hypothèses sous-jacentes à l'analyse de variance s'énoncent comme suit :

- les données se rapportant aux deux populations sont distribuées normalement;
- les variances des deux populations sont égales;
- les échantillons sont indépendants les uns des autres.

Il est recommandé de vérifier la normalité des données et l'homogénéité de la variance avant d'appliquer un test paramétrique. Toutefois, la plupart des méthodes statistiques univariées convenant à l'analyse de données suivant une distribution normale sont passablement robustes et peuvent supporter des écarts modérés par rapport aux hypothèses de départ. La transformation des données originales permet de normaliser les données ou d'homogénéiser les variances. La transformation logarithmique est souvent préférable parce que la plupart des mesures biologiques varient selon une échelle logarithmique ou exponentielle (Peters, 1983). L'utilisation d'un test non paramétrique peut s'imposer si les transformations ne permettent pas de produire des données respectant les hypothèses de base.

Les hypothèses sous-tendant l'analyse de covariance sont les suivantes :

- les pentes des droites de régression sont égales d'une zone à l'autre;
- la variable indépendante (covariable) est fixe et mesurée sans erreur;
- la relation détermine une forme précise (régression linéaire);
- les données résiduelles sont distribuées de façon normale et indépendante, avec une moyenne nulle et une variance commune.

Dans la pratique, il arrive souvent que la variable indépendante ne soit pas fixe comme le veut l'hypothèse. Draper et Smith (1981) analysent les conséquences de la violation de cette hypothèse. Cette situation risque de soulever des problèmes seulement dans les cas où l'intervalle de la variable indépendante est très restreint. On peut vérifier l'hypothèse de la relation linéaire entre les échantillons par des observations multiples effectuées pour différentes valeurs de la variable indépendante. Cette procédure convient pour les variables discrètes comme l'âge, mais non pour des variables indépendantes continues comme le poids corporel (Environment Canada, 1998).

Il a été suggéré de considérer que l'intervalle de variation de la variable indépendante devrait être à peu près la même pour chaque « traitement » (zone). En pratique, cette exigence est difficile à respecter, et il convient alors de tenir compte du non-respect de cette condition dans l'interprétation des résultats obtenus. Certains estiment également que cet intervalle devrait être « compact ». De cette façon, on évite les difficultés suscitées par la présence de valeurs aberrantes lorsque la linéarité de la relation est imparfaite.

Nous présentons ci-dessous une brève description de l'application de l'analyse de covariance à la détermination de la taille selon l'âge afin d'expliquer le mode de fonctionnement de cette analyse (d'après Environment Canada, 1998).

4.4.2 Taille selon l'âge

Le taux de croissance est souvent exprimé par la relation entre la taille (poids ou longueur) et l'âge. Pendant toute la durée de vie d'un poisson, cette relation est généralement curviligne, le taux d'accroissement déclinant à mesure que le poisson s'approche de la fin de sa vie (Ricker, 1975). Puisque l'échantillonnage vise souvent uniquement les poissons adultes, il est impossible de calculer le taux de croissance selon l'approche classique. Toutefois, aux fins du programme d'ESEE, la vitesse de croissance peut être déduite à partir des estimations de la taille selon l'âge établies pour chaque zone à l'aide de l'analyse de covariance. Aux fins de ce calcul, on suppose que la relation entre la taille et l'âge d'un poisson adulte est approximativement log-linéaire (rapport du log de la taille au log de l'âge) (Bartlett *et al.*, 1984).

La taille selon l'âge peut être estimée en calculant la relation de régression entre la taille du corps (poids ou longueur) et l'âge pour chaque zone d'échantillonnage (zone de référence et zone exposée). Il est recommandé d'utiliser la longueur et le poids pour calculer la taille selon l'âge, car il est alors possible de déterminer lequel de ces deux paramètres fournit le meilleur ajustement et la régression la plus serrée. On peut alors utiliser l'analyse de covariance pour comparer séparément les régressions entre le poids corporel ou la longueur (variable dépendante; Y) et l'âge (covariable; X). La valeur du poids corporel devrait être corrigée en lui soustrayant le poids des gonades et du foie avant d'entreprendre l'analyse.

Selon une des hypothèses sous-jacentes à l'analyse de covariance, les pentes des droites de régression sont égales pour les diverses zones. Il convient donc de vérifier d'abord si les pentes diffèrent d'une zone à l'autre (décrites par le terme d'interaction âge*zone dans l'analyse de variance). Lorsque les pentes ne diffèrent pas de façon significative, les droites de régression sont parallèles. En d'autres mots, le gain de poids en fonction de l'âge est similaire dans les deux zones. La prochaine étape consiste à appliquer le modèle d'analyse de covariance et à vérifier les différences au niveau des ordonnées à l'origine (hauteur) pour déterminer si les poissons sont proportionnellement plus lourds à tout âge dans une zone comparativement à une autre. Il se peut que les pentes des droites de régression diffèrent, c'est-à-dire que les poissons d'une zone prennent plus de poids avec l'âge (pente plus forte) que ceux d'une autre zone. Dans ce cas, il est recommandé de tracer séparément les droites de régression afin de mieux comprendre la relation taille/âge dans chaque zone, pour l'ensemble de l'étendue de variation des données (p. ex. où les droites s'interceptent-elles?).

Si l'objectif de l'étude est d'obtenir une estimation de la variance d'un paramètre, la meilleure façon de procéder consiste à utiliser l'erreur quadratique moyenne (EQM) du modèle d'analyse de covariance. Si l'hypothèse de l'égalité des pentes n'est pas satisfaite et si l'intervalle des âges est semblable d'une zone à l'autre, le calcul de l'EQM est superflu, car la taille de l'échantillon a été suffisante pour détecter des différences entre les zones.

4.4.3 Fécondité, poids des gonades, poids du foie et condition

Pour estimer la variabilité qui se rattache à la fécondité, au poids des gonades et au poids du foie, on peut recourir à une démarche semblable à celle décrite pour l'estimation de la taille selon l'âge. La même méthode convient, et l'on utilise le poids corporel et la longueur comme covariables pour corriger les différences dans la taille et placer les variables sur une échelle relative. La variabilité liée à la condition des poissons d'une zone à l'autre peut être estimée selon la même approche. Dans ce cas, la condition est assimilée à la relation entre le poids et la longueur du poisson et reflète le degré d'adiposité des poissons dans chaque zone. Divers indices ont été utilisés en biologie halieutique pour décrire la condition des poissons (Bolger et Connolly, 1989). Bon nombre de ces indices s'obtiennent par le calcul du rapport d'une variable à une autre. Voici des exemples d'indices couramment utilisés (Environment Canada, 1998) :

- coefficient de condition (k) = 100 (poids corporel/longueur^3)
- indice gonadosomatique (IGS) = 100 (poids des gonades/poids corporel)
- indice hépatosomatique (IHS) = 100 (poids du foie/poids corporel).

De façon générale, les chercheurs se montrent aujourd'hui plus prudents lorsqu'ils utilisent des variables et des rapports dérivés parce que ces valeurs présupposent l'existence entre les variables d'une relation qui n'existe pas nécessairement et peuvent présenter des propriétés statistiques inhabituelles et indésirables (Green, 1979; Cone, 1989; Jackson *et al.*, 1990). Bien que ces variables puissent être utilisées à des fins d'information, il est statistiquement préférable d'estimer (et d'analyser) les paramètres à partir des droites de régressions calculées pour les variables originales (c.-à-d. analyse de covariance) plutôt que sur des rapports (Gibbons *et al.*, 1993).

4.4.4 Âge moyen

Le calcul de l'âge moyen fournit une approximation de la distribution selon l'âge des poissons adultes prélevés dans chacune des zones. On peut estimer la variabilité de l'âge moyen des poissons grâce à l'analyse de variance. L'EQM tiré du modèle est la meilleure estimation de la variabilité. On peut aussi analyser de cette façon la différence entre les sites sur le plan de la longueur et du poids. Il est indispensable d'uniformiser l'emploi des engins d'échantillonnage d'une zone à l'autre car la plupart des méthodes d'échantillonnage sont sélectives pour certaines classes d'âge.

4.4.5 Anomalies physiques

Le test standard du khi carré (χ^2) peut être utilisé pour comparer les anomalies physiques (p. ex. tumeurs, lésions à la surface du corps, parasites évidents) entre les poissons de la zone exposée et de la zone de référence.

4.4.6 Ordre de l'analyse des données

Il est indispensable d'examiner au départ les données afin de relever, pour tous les paramètres, la présence de différences éventuelles entre les sexes et, si l'on utilise des poissons immatures, entre les poissons immatures et les poissons matures. En proportion, les poissons immatures consacrent plus d'énergie à la croissance, et les relations entre la taille du corps et la croissance des gonades diffèrent par rapport aux poissons adultes. L'ordre selon lequel l'analyse des données se déroule est essentiellement une question de choix personnel, mais nous présentons ici nos préférences. Le processus analytique comporte cinq étapes : a) préparation des analyses; b) calcul des descripteurs statistiques sommaires; c) analyses de variance; d) analyses de covariance; e) analyses de puissance.

a) Préparation des analyses : cette étape inclut la saisie des données et le processus d'AQ/CQ, qui englobe une vérification de la saisie des données en cas d'erreurs et une confirmation que tous les poissons considérés comme adultes présentent un développement des gonades en vue de la prochaine saison de fraye. Les données qui seront utilisées lors de l'interprétation, en particulier celles qui concernent les principaux facteurs confondants devraient être synthétisées. Le type de dispositif d'échantillonnage utilisé et le calcul du nombre de prises par unité d'effort sont parmi les informations importantes à considérer. Cette étape devrait aussi inclure un examen des données sur l'exposition et une discussion visant à déterminer si les poissons pouvaient se déplacer d'une zone à l'autre ou si les poissons de la zone de référence ont été exposés.
b) Pour chaque espèce et chaque sexe, il convient de calculer des descripteurs statistiques sommaires comme la moyenne, l'écart-type, l'erreur-type, les valeurs minimales et maximales et la taille des échantillons. La taille des échantillons prélevés devrait être réévaluée en considération des objectifs du programme d'échantillonnage, et la variabilité obtenue devrait être comparée aux valeurs enregistrées durant les études antérieures et l'élaboration du plan d'étude. C'est également à cette étape qu'il convient de vérifier la normalité des données et l'égalité des variances (hypothèses statistiques de base).
c) Les analyses de variance visent à mettre en évidence la présence éventuelle de différences statistiquement significatives dans la longueur, le poids, l'âge, la taille des œufs ou la fécondité selon l'espèce ou le sexe, le niveau de probabilité et les écarts relatifs (en pourcentage) et, en cas de différences liées à la taille, à déterminer quelle taille était la plus grande.

d) Les analyses de covariance conviennent pour la taille selon l'âge, le coefficient de condition (régressions longueur-poids), le poids des gonades (régressions poids des gonades-poids de la carcasse ou poids des gonades-longueur), le poids du foie (régressions du poids du foie-poids corporel et longueur). Les analyses devraient permettre de déterminer si les régressions sont significatives et s'il y a une interaction importante entre les zones. Si les pentes sont égales, il convient d'examiner les données en vue de détecter la présence de différences éventuelles entre les zones et de déterminer quelle zone était la plus grande et la différence de superficie en pourcentage et le seuil de signification (p) des différences associées aux pentes ou aux coordonnées à l'origine. S'il y a une interaction, il convient de présenter les données de façon graphique afin de vérifier si elles sont interprétables.
e) Il convient d'évaluer la puissance statistique des comparaisons et d'établir les tailles des échantillons en prévision des prélèvements subséquents.

4.4.7 AQ/CQ et analyse des données

Les sections qui suivent donnent des indications sur l'AQ/CQ dans l'analyse des données. On ne saurait trop insister sur l'importance de la qualité des données. La section 4.11 donne des instructions complémentaires sur l'AQ/CQ dans la conception de l'étude, l'uniformité des méthodes et des mesures et la définition des protocoles et des procédures.

4.4.7.1 Données erronées ou aberrantes

Parmi les divers types d'erreurs fréquemment commises lors de la saisie des données, mentionnons les erreurs de transcription telles que l'inscription de la mauvaise espèce, du mauvais sexe ou stade de développement et de valeurs décimales erronées ou tronquées. Il est indispensable d'examiner les données afin de repérer les données erronées ou aberrantes avant d'entreprendre l'analyse des données. Les erreurs d'entrée ou de transcription et les données invalides sont impossibles à détecter dans les rapports finaux.

Pour repérer les données qui ont été entrées de façon incorrecte, on peut tracer des graphiques de dispersion de la longueur en fonction du poids. Pour la recherche des valeurs aberrantes, l'utilisation de graphiques du poids en fonction du poids des gonades et du poids du foie peut se révéler utile. Les erreurs de saisie sont relativement faciles à corriger. S'il est impossible de régler le problème à cause d'erreurs ou d'omissions évidentes dans le fichier original de données, il faudrait exclure les poissons en cause (point de données)de la série de données.

Les erreurs et les valeurs extrêmes contribuent à accroître la valeur de la variance et réduisent la puissance de la série de données. Pour repérer les données aberrantes, il faut examiner les données brutes, les conditions de terrain et le processus de collecte des

données. Des données qui se démarquent mais qui ne sont pas dues à des erreurs de saisie peuvent apparaître pour diverses raisons : par exemple, un certain nombre de poissons peuvent sembler malades ou endommagés ou présenter des caractéristiques aberrantes sans raison apparente, ou encore les données aberrantes peuvent refléter un phénomène important compris dans la réponse aux agents de stress à l'étude.

Dans le premier cas, il se peut qu'un petit nombre de poissons soient effectivement malades ou aient subi des dommages (d'une façon qui n'a aucun rapport avec les agents de stress à l'étude). Toutes les mesures se rapportant à ces poissons devraient être exclues de la série de données soumises à l'interprétation. Elles apparaissent généralement comme des points isolés par rapport au groupe principal de données. Devraient être considérés comme malades ou endommagés les poissons dont la queue a été amputée par un prédateur ou qui présentent une malformation ou une blessure à la mâchoire entravant l'alimentation, ou encore les poissons qui sont devenus aveugles à cause d'une blessure et qui sont plus maigres que les autres. Ces spécimens devraient être exclus de la comparaison.

Dans le deuxième cas, si l'origine des quelques rares données aberrantes demeure inexpliquée, il faudrait effectuer les analyses avec et sans les observations suspectes en vue de déterminer leur impact sur les conclusions. Si ces observations influent sur le niveau de signification d'une relation, il faut se reporter aux manuels de statistique pour déterminer s'il convient de les inclure ou non dans les analyses.

Enfin, dans le troisième cas, plusieurs poissons peuvent présenter des caractéristiques nettement différentes des autres poissons mais correspondre à la relation à l'étude. Chez d'autres poissons, la maturation sexuelle peut être retardée par des agents de stress environnementaux. Dans un tel cas, plusieurs poissons apparaîtraient comme aberrants. Comme on l'a vu plus haut, il est recommandé d'effectuer les analyses en double, en incluant dans un premier temps les données aberrantes (pour vérifier s'il y a des différences entre les sites), puis en les excluant (pour déterminer si ces poissons présentent un niveau de développement des gonades normal).

Parfois, il arrive également que certains poissons d'une population diffèrent des autres, par exemple s'ils sautent une année de fraye. Si l'un des objectifs de l'étude est d'évaluer les impacts sur la fraye, l'analyse devrait permettre d'examiner séparément les impacts potentiels sur les géniteurs et sur les non-géniteurs. Les spécimens qui sautent une saison de reproduction représentent habituellement des données aberrantes négatives à l'analyse de covariance. En d'autres termes, la distribution des données résiduelles de l'analyse de covariance présentera une asymétrie vers la gauche et ne suivra pas une distribution normale. Les procédures de diagnostic des données résiduelles présentées dans Environnement Canada (1995) permettent généralement de déterminer si certains poissons sautent une année de reproduction. Ces individus devraient être exclus des analyses des variables associées à la reproduction et, dans certains cas, des analyses intéressant l'ensemble des variables étudiées. Les réductions de variance ainsi réalisées vont généralement compenser toute perte de puissance causée par la réduction de la taille de l'échantillon. Si les femelles qui sautent une année de reproduction sont exclues des

analyses, leur exclusion devrait être effectuée de façon objective (Environment Canada, 1997). Il convient également de préciser les fréquences des spécimens sautant une saison de reproduction dans la zone de référence et la zone exposée, au cas cette caractéristique serait liée à l'exposition. Il est beaucoup plus difficile d'identifier les mâles qui sautent une année de reproduction (s'il se trouve que ce phénomène se produit).

4.4.7.2 Validité des hypothèses statistiques

Les hypothèses statistiques de base les plus importantes sont liées à a) l'indépendance des données; b) la normalité; c) l'égalité des variances.

4.4.7.2.1 Indépendance (pseudoréplication)

Quand on conçoit une expérience, il est souhaitable de s'assurer que les réplicats sont alloués de façon aléatoire aux différents niveaux de traitement, de façon que les réponses de chaque réplicat soient indépendantes de celles des autres. Cette dimension aléatoire permet dans une certaine mesure de s'assurer que les différences liées aux réponses observées entre les divers traitements sont attribuables aux effets du traitement et non à un autre facteur.

L'attribution aléatoire des réplicats aux différents niveaux de traitement est une procédure relativement facile lorsqu'on effectue des expériences de manipulation (p. ex. essais contrôlés en laboratoire), mais elle est plus difficile à réaliser dans le cadre d'études d'observation sur le terrain telles que les évaluations des incidences environnementales (p. ex. ESEE portant sur un seul agent de stress) ou les évaluations environnementales (c.-à-d. agents de stress multiples). Ces études visent à vérifier des hypothèses relatives à la présence et l'ampleur des effets. Toutefois, la force des inférences effectuées dans ce type d'expérience est limitée pour deux raisons (d'après Paine, 1998) :

- l'agent de stress (p. ex. point de rejet de la mine, barrage hydroélectrique) ne peut pas être reproduit;
- les agents de stress ne peuvent pas être appliqués de façon aléatoire aux réplicats.

En conséquence, l'agent de stress ou le traitement est toujours en partie ou entièrement confondu avec l'espace ou le temps, et les effets observés peuvent être ou non causés par l'agent de stress à l'étude. Par exemple, s'il s'agit de déterminer si l'effluent d'une industrie a un effet sur les populations de poissons en aval, il est impossible de répéter le traitement de l'exposition à l'effluent (puisqu'il n'y a qu'une seule usine et un seul point de rejet), ni d'attribuer au hasard des populations aux différents niveaux de traitement (zone de référence *vs* zone exposée). Dès lors, si l'on observe des différences significatives entre la population de poissons de la zone de référence et celle de la zone

exposée, on peut seulement affirmer que ces deux populations diffèrent, mais on ne peut conclure que les différences observées sont causées par l'exposition à l'effluent. L'interprétation de différences significatives comme effets du traitement lorsque les traitements ne peuvent pas être répétés ou que les réplicats ne sont pas indépendants est nommée pseudoréplication (Hurlbert, 1984).

Il est indispensable de confirmer les observations par une répétition dans le temps et de s'efforcer de démontrer que les agents de stress à l'étude sont impliqués dans les réponses avant d'attribuer la cause d'un impact à un agent de stress spécifique.

4.4.7.2.2 Normalité des données et homogénéité des variances

Il importe de vérifier la normalité des données et l'homogénéité de la variance avant d'entreprendre les analyses paramétriques. La plupart des méthodes d'analyse unidimensionnelle sont robustes et tolèrent des écarts modérés aux hypothèses de départ. Certaines méthodes font toutefois exception, notamment les analyses portant sur des échantillons dont les effectifs sont faibles et inégaux ou les tests unilatéraux (on trouvera une description plus détaillée dans Environnement Canada, 1995). La transformation des données peut cependant réduire les écarts par rapport aux hypothèses de base. Un examen de la relation entre les moyennes et les variances peut aider à trouver le type de transformation le plus approprié (voir Green, 1979).

4.5 ESEE subséquentes

4.5.1 Suivi périodique

Le suivi périodique comporte trois niveaux différents : confirmation, surveillance et suivi minimal. Les principales différences entre ces trois niveaux sont la fréquence d'échantillonnage et les éléments déclencheurs.

Aux fins du programme de l'ESEE, un effet sur la population de poissons est défini comme une « différence statistique entre les mesures de la population de poissons prises dans la zone exposée et celles prises dans la zone de référence ». La définition d'un effet sur les tissus de poissons s'énonce comme suit : « mesures de mercure total dans les tissus de poissons prises dans la zone exposée qui sont supérieures à 0,45 µg/g (poids humide) et qui présentent une différence statistique par rapport aux mesures de mercure total dans les tissus de poissons prises dans la zone de référence ». Tenant compte de ces définitions, une mine procède à un suivi périodique en vue de s'assurer :

- que les effets sont reproductibles, uniformes et liés à la mine (confirmation) – rapport d'interprétation soumis dans un délai de 24 mois après le rapport d'interprétation précédent;
- qu'il n'y a pas d'effets (après une étude) ou que les effets confirmés dont on connaît l'ampleur, la portée géographique et la cause ne changent pas (surveillance) – rapport d'interprétation soumis dans un délai de 36 mois après le rapport d'interprétation précédent;
- qu'il n'y a pas de nouveaux effets, lorsque deux études consécutives ont révélé l'absence d'effet sur les populations de poissons et les communautés d'invertébrés benthiques (suivi minimal) – rapport d'interprétation soumis dans un délai de 72 mois après le rapport d'interprétation précédent.

Les exigences du suivi périodique sont les mêmes que celles de la première ESEE se rattachant à l'étude de la population de poissons et à l'évaluation du potentiel d'utilisation des poissons. La fréquence du suivi biologique dépend des résultats du suivi antérieur.

À n'importe quel moment, si des effets sont observés pendant l'étude des poissons ou l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques, la mine peut proposer de passer directement au suivi ciblé ou à la recherche des causes.

4.5.1.1 Suivi de confirmation

Si des effets ont été observés au cours de l'étape précédente, la mine doit le confirmer. L'objet de cette étape est de confirmer la présence des effets détectés durant l'étude des poissons, l'analyse des tissus de poissons ou l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques à l'étape précédente de suivi. Le suivi de confirmation (incluant la présentation du rapport d'interprétation) est réalisé dans les 24 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (*annexe 5, alinéa 22(2)a)*). L'échantillonnage devrait être réalisé selon le même calendrier (c.-à-d. même saison d'échantillonnage) que le suivi précédent. Les mines peuvent modifier le plan d'étude avant le suivi de confirmation s'il n'est pas évident que l'effet observé est lié à la mine. Une mine peut passer directement au suivi ciblé ou à la recherche des causes si un effet est observé mais n'est pas confirmé. Une fois confirmé, un effet est considéré comme lié aux activités de la mine, et la mine devrait procéder au suivi ciblé ou à la recherche des causes.

4.5.1.2 Suivi de surveillance

Une mine procède à un suivi de surveillance :

- lorsqu'elle n'a pas observé d'effets chez les poissons, dans les tissus de poissons ni dans la communauté d'invertébrés benthiques; ou

- si un effet a été observé chez les poissons, dans les tissus de poissons ou dans la communauté d'invertébrés benthiques (un ou deux éléments, mais pas les trois) au cours de l'étude précédente; ou
- pour continuer à surveiller un effet pour lequel l'ampleur, la portée géographique et la cause sont connues.

L'étape de surveillance du suivi périodique (incluant la présentation du rapport d'interprétation) est réalisée dans les 36 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (*annexe 5, par. 22(1)*). L'échantillonnage devrait être réalisé selon le même calendrier (c.-à-d. même saison d'échantillonnage) que le suivi précédent.

4.5.1.3 Suivi minimal

Si aucun effet n'a été observé après deux ESEE consécutives **ni** chez les poissons **ni** dans la communauté d'invertébrés benthiques **ni** dans les tissus de poissons, la mine peut entreprendre un suivi minimal. L'étape de suivi minimal du suivi périodique (incluant la présentation du rapport d'interprétation) est réalisée dans les 72 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (*annexe 5, alinéa 22(2)b)*). Si des changements permanents ont été apportés aux opérations de la mine (p. ex. changement permanent de l'emplacement des points de rejet final de l'effluent, modification physique permanente de la zone d'étude, augmentation substantielle permanente des charges de substances nocives énumérées aux points 1 à 8 de l'annexe 3 du REMM), il est recommandé que le suivi de confirmation pour les poissons et les invertébrés benthiques soit réalisé dans les 24 mois suivant la date du changement.

4.5.2 Suivi ciblé

Le suivi ciblé vise à déterminer l'ampleur et la portée géographique d'un effet. Comme le programme est modulé selon les caractéristiques propres au site, aucune directive générale concernant la conduite des suivis ciblés n'existe, à part les normes généralement reconnues régissant les bonnes pratiques scientifiques déjà examinées.

Le suivi ciblé prévoit une intensification de l'échantillonnage, tant sur le plan du nombre de zones (portée géographique) que du nombre de stations (ampleur), partent du point final de rejet jusqu'au point ou aucun effet n'est observé. Cette façon de procéder vise à obtenir les informations additionnelles requises pour répondre à la question : « Connaît-on l'ampleur et la portée géographique de l'effet? ».

Les études visant à déterminer l'ampleur de l'effet devraient être axées sur la détermination de la taille de l'effet dans la zone exposée à une distance plus grande du point de rejet. Dans certains cas, les échantillons prélevés pendant le suivi périodique

suffiront à déterminer l'ampleur. Toutefois, dans d'autres cas, il peut être nécessaire de recueillir de l'information supplémentaire.

Si l'objectif est d'étudier la croissance des poissons, il peut être utile de recueillir de l'information sur d'autres classes d'âge. Par exemple, il peut être important de déterminer si la croissance aux premiers stades biologiques est modifiée. Ces informations aideront à déterminer l'ampleur de l'effet. Si l'on observe un changement de la taille des gonades, il peut être utile de déterminer si ce changement se manifeste également à d'autres périodes de l'année (dans le cas des géniteurs à frayes multiples). Dans ces deux exemples, les évaluations de l'ampleur pourraient également être conduites de manière à déterminer si les changements apparaissent chez d'autres espèces habitant la même zone.

Le suivi ciblé doit être réalisé dans un délai de 24 mois après la présentation du rapport d'interprétation précédent (*annexe 5, alinéa 22(2)c)*).

4.5.2 Recherche des causes

Une mine peut passer à la recherche des causes avant d'avoir confirmé l'effet décelé ou d'en avoir évalué l'ampleur et la portée géographique. Toutefois, elle peut également choisir de déterminer l'ampleur et la portée géographique de l'effet avant de passer à la recherche des causes.

La recherche des causes doit être réalisée dans un délai de 24 mois après la présentation du rapport d'interprétation précédent (*annexe 5, alinéa 22(2)c)*).

Dans les paragraphes qui suivent, nous décrirons quelques outils qui peuvent être utilisés à profit pour la recherche des causes.

4.5.3.1 Critères écoépidémiologiques pour la détermination des causes

Un certain nombre de publications exposent les principes qui sous-tendent l'application de techniques écoépidémiologiques à la recherche des causes des effets (Fox, 1991; McMaster *et al.*, 1996). Ces types d'études sont couramment réalisées dans le cadre des travaux menés sur le terrain, mais elles mènent souvent à des attributions indirectes des causes.

Les études écoépidémiologiques établissent des systèmes de preuve pour définir la cause et l'effet. Les aspects suivants devraient être considérés (d'après Fox, 1991) :

Catégorie	Question
· Uniformité	Les réponses sont-elles uniformes (malgré des différences dans les périodes, les lieux, les chercheurs, les espèces, les contaminants)?
· Valeur prédictive	L'hypothèse prédit-elle un fait ou un impact jusque-là inconnu?
· Probabilité	Force statistique de la conclusion; un mécanisme plausible explique-t-il la relation?
· Chronologie	La cause proposée et l'effet sont-ils chronologiquement compatibles?
· Synergie	Quel est le risque relatif d'une exposition accrue?
· Spécificité	Quelle est la précision de la relation; l'exposition provoque-t-elle seulement cet effet, et ce dernier est-il entièrement imputable à cette exposition?
· Cohérence	Y a-t-il cohérence entre les relations de cause à effet et les faits connus? L'explication de causalité ne devrait pas contredire les faits ni la théorie.

4.5.3.2 Identification des principaux agents de stress à l'origine des changements

Une fois les effets confirmés et leur ampleur et portée géographique connues, il est possible d'éliminer ou de prioriser les agents de stress en fonction de la répartition géographique des réponses. Les méthodes pouvant être utilisées à cette fin sont les suivantes :

- plans à gradients : à employer lorsqu'il y a un écart géographique entre les agents de stress;
- poissons en cage/poissons ou invertébrés non mobiles : l'utilisation de tels organismes permet d'isoler les facteurs;
- bioessais sur place/mésocosmes : utiles pour identifier des facteurs spécifiques à l'effluent;
- évaluation triadique de la qualité des sédiments : à utiliser pour confirmer que les changements sont dus à des situations propres au site.

4.5.3.3 Identification des substances chimiques associées aux changements

Pour identifier correctement les composantes responsables des changements, il faut éliminer le contaminant en cause puis observer le rétablissement au laboratoire. On peut alors réintroduire l'agent de stress en vue de recréer l'impact en laboratoire. Certaines méthodes qui peuvent être employées à profit incluent :

- activation sélective du système de rejet ou des procédés de l'usine; ou
- utilisation de méthodes d'identification et d'évaluation de la toxicité (IET).

4.6 Méthodes d'échantillonnage

Les mêmes méthodes d'échantillonnage peuvent être utilisées pour les études de populations et de communautés. La différence réside dans la sélectivité des engins de pêche utilisés. Pour une étude de la communauté, l'engin devrait être aussi peu sélectif et destructeur que possible. Pour une étude de la population centrée sur une ou deux espèces, l'engin devrait être plus sélectif. Par exemple, on pourra privilégier un filet-trappe pour l'étude de la communauté, alors qu'on choisira un filet maillant avec un seul type de maille de dimension appropriée conviendrait pour l'étude de la population.

Le choix de la méthode d'échantillonnage devrait être fondé sur les caractéristiques propres au site, tandis que le choix des engins et l'effort de pêche devraient s'appuyer sur l'efficacité des méthodes disponibles. L'uniformité de l'échantillonnage est une priorité. Par conséquent, si les espèces choisies sont les mêmes que celles utilisées lors d'une étude précédente et si les techniques employées durant cette étude ont permis de capturer le nombre de spécimens requis de chaque espèce, il convient de retenir ces méthodes d'échantillonnage, sauf indication contraire (p. ex. nombre excessif de prises accessoires).

4.6.1 Filets maillants

Le filet maillant convient en général dans les cours d'eau, les lacs et les réservoirs profonds. Pour l'étude des poissons, il faut choisir le maillage approprié pour capturer les poissons de l'espèce et de la taille souhaitée et limiter les prises accessoires. Il faut inspecter fréquemment les filets pour libérer les poissons non désirés. Par ailleurs, selon l'espèce recherchée, la pêche peut être plus fructueuse la nuit.

L'emploi du filet maillant n'est pas recommandé quand les prises accessoires sont trop nombreuses. De plus, son utilisation peut entraîner de graves problèmes d'ordre logistique, la marée ou les courants pouvant entortiller les filets. Si l'on choisit d'employer les filets maillants, on peut les mouiller de façon à pêcher à des profondeurs particulières ou les laisser flotter pour échantillonner seulement la couche d'eau superficielle. Étant donné qu'en milieu marin la zone pélagique est généralement stratifiée sur le plan de la salinité et de la température, les espèces présentes au-dessus et en-dessous de l'halocline sont généralement très différentes. Les filets maillants de plusieurs mètres de hauteur permettent d'échantillonner les couches d'eau situées au-dessus et au-dessous de l'halocline, mais il est alors difficile de déterminer dans quel habitat précis une espèce particulière de poisson a été capturée.

4.6.2 Prises accessoires

On peut obtenir des échantillons à partir des prises accessoires des pêches commerciales, scientifiques ou autres, en milieu marin ou en eau douce. En plus de veiller au respect des méthodes et conditions d'échantillonnage (AQ/QC) et de fournir les documents à l'appui, le chercheur devrait également s'assurer que les poissons ont bien été exposés dans la zone exposée. Il est également recommandé d'utiliser les mêmes méthodes de capture dans toutes les zones.

4.6.3 Pêche à l'électricité

Cette méthode est efficace dans les cours d'eau et les lacs peu profonds (2 m et moins), et l'appareil peut être porté dans un sac à dos ou monté sur une embarcation. Les poissons non désirés peuvent être libérés. Pour augmenter les chances de capture, on peut travailler au crépuscule ou la nuit, en parcourant la même zone à au moins trois reprises et en utilisant des impulsions (plutôt que des décharges continues, qui peuvent faire fuir les poissons). Il est important de veiller à ce que les poissons capturés soient représentatifs de la population. L'échantillonnage de jour dans les zones littorales peu profondes ne produit pas toujours des échantillons représentatifs. Du fait de son manque de spécificité, cette technique peut servir pour les études des populations et des communautés. Si le régulateur de courant est correctement réglé, on pourra maintenir la mortalité à un minimum et garder les poissons vivants pour les relâcher au besoin.

4.6.4 Pêche au chalut

Dans les zones côtières où le fond est relativement plat, la pêche au chalut peut être une bonne technique pour capturer des poissons de fond et certains bivalves. Sur un littoral caractérisé par une bathymétrie marquée (comme les fjords), les diffuseurs se déversent souvent à plus de 20 m de profondeur, libérant par conséquent l'effluent dans un paysage sous-marin au profil abrupt. Le chalutage peut être difficile dans de telles zones à cause de la forte pente du fond. Dans ce cas, il peut être difficile de maintenir le chalut ouvert par simple écartement de ses panneaux. Il est alors préférable d'utiliser des chaluts à perche dotés de cadres de bois ou de métal gardant le filet ouvert.

Les débris et les obstacles sous-marins comme les billes de bois et les affleurements rocheux peuvent également compliquer le chalutage dans les fjords, et il convient alors d'utiliser un chalut à mailles résistantes ne se déchirant pas sur des obstacles sur le fond. Le maillage dépend de l'espèce et de la taille des poissons visés par l'étude. Comme les espèces varient selon la profondeur et le type de substrat, il est important de localiser avec précision les points où commencent et se terminent les traits de chalut par positionnement GPS en mode différentiel afin de s'assurer que le même habitat a été échantillonné au cours de suivis répétitifs. Il faut également noter d'autres

renseignements importants comme l'heure du début et de la fin du chalutage, la profondeur à laquelle l'échantillonnage a été réalisé et le type de substrat.

4.6.5 Seines de rivage, verveux, filets-trappes, troubleaux et pièges

Lorsque l'effluent se déverse dans une rivière ou dans une zone littorale ou intertidale peu profonde, le seine peut être utilisée. Il faut alors installer des points de repères permanents, comme des bornes de pierres, pour marquer l'emplacement des stations d'échantillonnage. Selon la pente du littoral, on peut mouiller le filet à partir d'une petite embarcation ou en entrant dans l'eau avec des cuissardes. Les seines de rivage sont utilisées régulièrement pour la capture de petits poissons dans les rivières et les estuaires et sur les plages. C'est la nuit qu'elle sont le plus efficace. Les trappes et les seines sont en général moins sélectives que les filets maillants, mais elles préservent la vie des poissons et, de ce fait, constituent l'option de prédilection. Habituellement, les filets-trappes sont aussi très efficaces en eau peu profonde (1-2 m). Sur la côte atlantique, on peut aussi utiliser des verveux dans la zone intertidale. Enfin, on se sert aussi de pièges appâtés pour pêcher le choquemort dans les estuaires de l'Atlantique.

4.6.6 Pêche à l'hameçon et récolte à la main

Pour réduire le plus possible l'impact des engins de pêche sur les habitats, on peut opter pour la capture à la main dans le cas d'espèces relativement sédentaires. Cette méthode peut être très sélective et permet de prélever uniquement les individus de l'espèce cible. Ainsi, à marée basse, on peut capturer des blennies et des cottidés sous les rochers et dans les algues. Les bivalves peuvent aussi être récoltés à la main. La plongée permet d'effectuer l'échantillonnage jusqu'à une profondeur de 30 m. D'autres méthodes sélectives, comme la pêche à la palangre (ligne maîtresse pourvue d'avançons portant des hameçons), peuvent être envisagées pour des poissons de fond , tels que des poissons plats. La pêche à la ligne peut aussi être une technique sélective, non mortelle et remarquablement efficace pour échantillonner les espèces visées. Comme pour les autres techniques, il est essentiel de marquer l'emplacement des lieux de capture avec précision afin de pouvoir revisiter exactement le même habitat aux étapes suivantes.

4.6.7 Seine coulissante et chalut pélagique

La seine coulissante et le chalut pélagique peuvent être utilisés pour prélever des poissons qui fréquentent surtout la zone pélagique. Pour effectuer les échantillonnages aux profondeurs où l'effluent peut toucher les poissons qui vivent près du fond ou en eau profonde, on peut utiliser une seine assez profonde (p. ex. 10 m), ce qui pourrait exiger l'emploi d'un assez gros bateau comme un senneur commercial servant à capturer le

saumon ou le hareng. L'avantage du chalut pélagique sur la senne coulissante est qu'il permet d'échantillonner avec plus de précision différentes profondeurs dans la colonne d'eau et d'enregistrer et(ou) de surveiller électroniquement la profondeur à laquelle le filet est mouillé et de la modifier au besoin.

4.6.8 Télédétection

L'abondance des poissons près des points de rejet peut être évaluée à l'aide de caméras vidéo ou d'appareils photo montés sur des véhicules télécommandés. Cette façon de faire est particulièrement efficace dans les zones rocheuses ou accidentées où l'utilisation des engins de pêche peut soulever des difficultés. De plus, ces appareils permettent d'étudier les fonds marins avant le mouillage des chaluts ou des pièges à poissons.

4.6.9 Détermination de l'effort d'échantillonnage

Des exemples de méthodes de pêche à la fois rapides et efficaces sont présentés ci-dessous. Ces exemples visent à aider les consultants à élaborer et à appliquer leur plan d'étude et précisent dans quelles circonstances il peut être souhaitable de consulter l'agent d'autorisation.

Des données tirées d'une étude effectuée dans deux lacs de l'Ontario indiquent que 40 spécimens appartenant à six espèces d'eaux chaudes ont été prélevés en 1 à 6 mouillages d'une durée de 24 heures. L'engin utilisé était un filet-trappe de 6 x 6 pieds. Les détails de la méthode sont exposés dans le bulletin du groupe d'évaluation des pêches du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (FAU Update Issue 94-1, 1994).

Pendant l'évaluation de l'abondance des communautés de poissons d'eaux froides de l'Ontario, l'effort de pêche recommandé pour capturer 40 touladis dans 7 lacs a varié entre 12 et 120 heures. Le dispositif utilisé était un jeu de filets maillants de 46 m composée de trois panneaux de 15,2 m. De plus amples renseignements sur la méthode utilisée sont présentés dans le Bulletin du groupe d'évaluation des pêches du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (FAU Update Issue 94-2, 1994). Le maillage devrait être uniforme et choisi en fonction de l'espèce cible.

L'expérience a montré qu'avec des filets maillants à 4 panneaux de 50 m mouillés 24 h sur 24 pendant 5 jours (ce qui équivaut à un effort de 24 000 mètres - heures) dans des systèmes d'eau douce, on peut prélever 20 poissons de chaque sexe. Il faut pour cela que les panneaux de filet soient correctement mouillés et qu'ils soient déplacés de manière à couvrir les zones fréquentées par les poissons. Le maillage devrait être uniforme et choisi en fonction de l'espèce cible.

Une autre stratégie consiste à déployer au départ une quantité minimale de filets pour réduire les prises accessoires (< 400 m). Si la pêche s'avère suffisamment sélective et si la quantité de prises accessoires est acceptable, il peut être nécessaire d'utiliser 2 km de filets à maillage unique dans les petits cours d'eau peu productifs.

En milieu marin, l'expérience a montré que 48 heures de pêche au chalut à perche, à la palangre avec des tailles diverses d'hameçons ou à l'aide d'autres méthodes comme les trappes (seules ou combinées) permettent normalement d'obtenir les 20 poissons de chaque sexe requis.

Un sondage réalisé auprès d'adeptes de la pêche électrique (matériel embarqué, grands cours d'eau) a révélé que l'on peut prendre tous les poissons voulus en une seule journée. Pour accroître le succès de l'opération, il est recommandé de pêcher au crépuscule ou la nuit, parcourir le même secteur au moins trois fois et utiliser des impulsions intermittentes (un champ électrique continu pouvant éloigner les poissons). Dans les cours d'eau et les lacs de petite taille, les difficultés posées par le déplacement dans ces milieux a souvent pour effet de prolonger l'échantillonnage.

Bien que les techniques et engins décrits ci-dessus puissent s'appliquer à diverses espèces, ces exemples ne couvrent pas toutes les possibilités étant donné le caractère unique de chaque site. En conséquence, ces exemples sont proposés à titre de suggestions seulement. Les experts locaux peuvent donner des conseils supplémentaires. Les exemples susmentionnés indiquent la marche à suivre pour capturer un minimum de 20 poissons par sexe, par espèce et par zone. Les captures par unité d'effort (CPUE) doivent être signalées dans le rapport d'interprétation.

4.7 Précision de l'échantillonnage et des mesures

Pour chaque poisson prélevé pendant l'étude des poissons, il est recommandé de mesurer les variables suivantes :

- longueur;
- poids corporel total;
- poids du foie;
- âge;
- sexe;
- poids des gonades;
- taille des œufs / fécondité estimée des femelles matures;
- condition externe.

Le tableau 4.3 donne des détails sur le niveau de précision des mesures recommandées et énumère les variables qui devraient être mesurées.

Selon l'espèce choisie, différentes mesures peuvent être effectuées pour déterminer la longueur d'un poisson. Si le poisson a la queue fourchue, on mesure sa longueur à la

fourche. Sinon, on mesure sa longueur totale. Dans certains cas, il peut aussi être nécessaire de mesurer la longueur normalisée. La façon dont la longueur a été mesurée devrait être indiquée sur les feuilles d'enregistrement des données.

De plus, une évaluation qualitative de l'état externe de chaque poisson devrait être faite, en notant les anomalies évidentes, la présence de lésions, de tumeurs et de parasites, etc., en vue de déterminer la condition de chaque spécimen. On trouvera à la figure 4.2 et au tableau 4.5 une liste des structures anatomiques à inspecter et des points à considérer lors de l'examen physique des poissons.

Le tableau 4.6 énumère les structures qui peuvent être utilisées à profit pour déterminer l'âge des spécimens capturés chez les diverses espèces de poissons susceptibles d'être choisies aux fins de suivi. La validation officielle de l'âge est recommandée pour l'étude des poissons. Il convient en outre d'utiliser les mêmes méthodes pour déterminer l'âge des poissons capturés d'une zone d'échantillonnage à l'autre et d'une étape à l'autre. Les méthodes appropriées d'AQ/CQ devraient également être respectées (p. ex. confirmation indépendante). Enfin, il est recommandé de conserver pour référence toutes les structures utilisées pour la détermination de l'âge.

En règle générale, les poissons de petite taille vivent moins longtemps que les poissons de plus grande taille. Chez ces espèces, l'utilisation des structures généralement employées pour la détermination de l'âge, comme les écailles (tableau 4.6), donne habituellement de bons résultats. Pour les poissons de petite taille, il convient de prélever et de conserver d'autres structures comme les opercules ou les otolithes au cas où les écailles ne conviendraient pas ou si une vérification devenait nécessaire.

Figure 4-2: Caractéristiques d'un poisson composite

Poisson composite

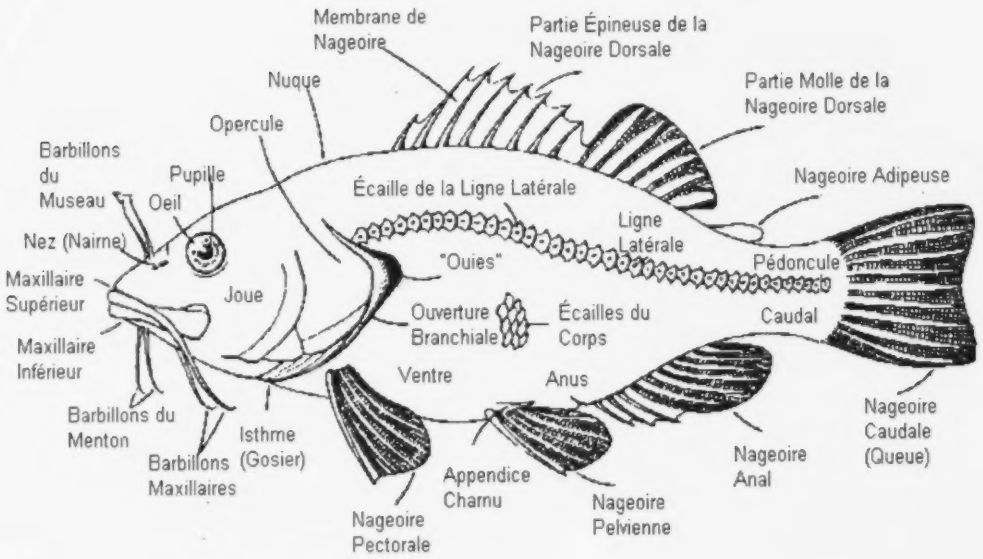


Tableau 4-5: Liste de vérification des données se rapportant aux échantillons de poissons, y compris les anomalies physiques

Voici une liste des renseignements concernant les poissons échantillonnés à recueillir et à inscrire sur les feuilles d'enregistrement des données.

Date :
Emplacement :
Méthode d'échantillonnage :
Échantillonneur :
Espèce :

Numéro du poisson :
Sexe :

Longueur – à la fourche, totale ou standard (mm) :
Poids total (g) :

État des gonades :
Poids des gonades (g) :

Poids du foie (g) :

Échantillons de tissus :
Corps entier :
Foie :
Rein :
Système digestif :

4.8 Apparence externe

Il est recommandé d'intégrer sur la feuille d'enregistrement des données un croquis grossier des espèces échantillonnées à chaque site minier en vue d'y indiquer, le cas échéant, les anomalies externes détectées. Si l'apparence externe des poissons diffère de façon significative d'une zone à l'autre, ces croquis contribueront à faire ressortir ces différences et aideront à préciser la nature des anomalies observées. Ces informations pourront être utilisées ultérieurement si des différences significatives existent entre la zone de référence et la zone exposée.

L'examen de l'apparence extérieure devrait englober la forme et la surface du corps, les nageoires, les yeux, les lésions, etc. La figure 4.2 présente les structures qu'il convient d'examiner. Il est également recommandé de prévoir un champ sur la feuille d'enregistrement des données pour consigner d'autres observations importantes. La

photographie peut être un outil précieux pour documenter les anomalies évidentes observées sur les poissons capturés.

Tableau 4-6: Structures anatomiques communément utilisées pour la détermination de l'âge (d'après Environment Canada, 1998)

Famille	Nom commun	Structures
Acipenseridae	Esturgeons	Otolithes, rayons de nageoire pectorale
Anguillidae	Anguilles	Otolithes
Atherinidae	Capucettes	Otolithes
Batrachoididae	Crapauds de mer	Otolithes
Bothidae	Turbots	Otolithes, écailles
Carangidae	Carangues	Otolithes
Catostomidae	Meuniers	Rayons de nageoire, os operculaire
Centrarchidae	Crapets	Écailles
	Achigans	Otolithes, trois premières épines dorsales
Cichlidae	Cichlidés	Écailles
Clupeidae	Harengs	Otolithes
Coregoninae	Corégones	Otolithes, quatre premiers rayons marginaux de la nageoire pectorale, écailles
Cyprinidae	Ménés et carpes	Otolithes, écailles
Cyprinodontidae	Fondules	Écailles
Esocidae	Brochets	Écailles, cleithrum
Gadidae	Morues	Otolithes
Haemulidae	Grogneurs	Otolithes
Ictaluridae	Barbottes	Épine pectorale
Lophiidae	Baudroies	Vertèbres, rayons
Malacanthidae	Tiles	Otolithes
Mugilidae	Muges	Écailles
Percichthyidae	Bars	Écailles
Percidae	Dorés, barets	Otolithes, trois premières épines dorsales, os operculaire, écailles
Pleuronectidae	Plies	Otolithes, écailles
Rajidae	Raies	Centrum vertébral
Salmonidae	Truite de lac	Écailles, otolithes, sous-opercules, quatre premiers rayons marginaux de la nageoire pectorale
Sciaenidae	Tambours	Écailles
Scombridae	Maquereaux	Otolithes, rayons de nageoires
Serranidae	Serrans	Écailles
Sparidae	Spares	Écailles
Squalidae	Chiens de mer	Épine dorsale

4.9 Considérations particulières concernant les poissons de petite taille

De nombreuses espèces de petite taille pondent des œufs de grande taille mais peu nombreux. L'estimation de l'état des gonades devient de plus en plus facile à mesure qu'on s'approche de la fraye. Le moment de l'échantillonnage devrait aussi être établi en fonction du temps de résidence, et les deux facteurs devraient être optimisés. L'ensemble des gonades devrait être conservé, et le dénombrement des œufs devrait se faire à l'aide d'un microscope à dissection. De nombreux ouvrages généraux fournissent de plus

amples renseignements de base sur le développement des gonades (Scott, 1967; Scott et Crossman, 1973; Fritz *et al.*, 1975; Roberts, 1988; Nelson et Paetz, 1992; Jenkins et Burkhead, 1993; Coad, 1995; Leblanc et Couillard, 1995; Leblanc *et al.*, 1998).

L'identification des poissons de plus petite taille, en particulier des cyprinidés qui peuvent paraître très semblables en l'absence d'un examen plus approfondi, devrait être vérifiée (Scott, 1967; Scott et Crossman, 1973; Roberts, 1988; Nelson et Paetz, 1992; Jenkins et Burkhead, 1993; Coad, 1995). La pesée des petits organes de ces poissons nécessite une balance plus sensible, et il peut être nécessaire d'utiliser un microscope à dissection pour prélever les organes sans les endommager et éviter de fausser les résultats en pesant des tissus étrangers ou de l'eau. Il est fortement recommandé de disséquer les spécimens frais plutôt que congelés ou conservés. La différenciation et la séparation sont plus faciles quand les tissus sont frais, et la séparation du foie et des gonades des tissus intestinaux est moins fastidieuse. La dissection de spécimens congelés de petits poissons peut être difficile et peut mener à des erreurs dans les mesures des organes. Toutefois, la conservation dans une solution de formol peut donner des résultats satisfaisants.

La mesure des variables de la reproduction exige une attention particulière chez les espèces vivipares. Toutefois, des espèces vivipares ont déjà été utilisées avec succès en Suède pour détecter des effets associés à l'exposition à des effluents de fabriques de pâtes (Vetemaa *et al.*, 1997). L'estimation de la fécondité de ces espèces nécessite la préservation des gonades et le dénombrement des embryons vivants et morts. Pour optimiser l'échantillonnage, il faut disposer de données préliminaires sur le moment de la fraye et le développement des gonades. Ces données n'existent pas nécessairement pour le suivi périodique des poissons vivipares, et il faut procéder au cas par cas.

4.10 Potentiel d'utilisation des poissons/méthode d'exposition

4.10.1 Analyse des tissus de poissons

On peut également évaluer le potentiel d'utilisation des poissons en mesurant les concentrations de mercure dans les tissus de poissons provenant de la zone exposée et de la zone de référence. Si une mine détecte des concentrations de mercure égales ou supérieures à 0,05 µg/L pendant la caractérisation de l'effluent (chapitre 6), elle devrait procéder à une analyse des tissus de poissons. Le mercure est le seul métal pour lequel Santé Canada a émis une directive régissant la consommation de tissus par les humains. La contamination par le mercure constitue donc une préoccupation d'envergure nationale. L'édition 1999-2000 du Guide de consommation du poisson gibier de l'Ontario mentionne que Santé Canada a récemment révisé de façon temporaire une baisse de la dose d'ingestion journalière acceptable pour le mercure, en attendant les conclusions d'une étude à long terme. Les limites pour la consommation de poisson gibier débutent désormais à des concentrations supérieures à 0,45 µg/g de mercure total.

Le Guide pour la consommation du poisson gibier de l'Ontario mentionne que d'autres métaux (Pb, Cu, Ni, Zn, Cd, Mg, Cr, As, Se) peuvent être présents dans les tissus des poissons, mais pas à des concentrations justifiant une limite de la consommation. Selon les endroits, les métaux peuvent constituer une source de préoccupation si d'autres directives pour la consommation humaine applicables à la région où se déroule l'étude ont été émises par un autre organisme de réglementation (p. ex. provincial ou territorial) **et** si le métal visé par une directive de consommation est présent dans l'effluent. Il est recommandé de mesurer les autres métaux dans les tissus de poissons lorsque des problèmes particuliers au sites sont signalés.

4.10.1.1 Prélèvement et préparation des échantillons de tissus

Les analyses des tissus sont faites sur huit échantillons (pour obtenir une puissance de 95 %) d'une seule espèce provenant de la zone exposée et de la zone de référence. Dans la mesure du possible, les spécimens utilisés pour la constitution de l'échantillon devraient appartenir **au même** sexe et **à la même** classe d'âge, mais, si cela s'avère impossible, le sexe de chaque poisson composant l'échantillon devrait être indiqué. Si les poissons n'appartiennent pas à la même classe d'âge, les classes d'âge doivent être uniformes d'une zone d'échantillonnage à l'autre.

Chaque échantillon devrait contenir au moins 50 g de tissus frais, de manière à fournir suffisamment de matière. L'échantillon de 50 g peut être composé de tissus provenant d'un seul poisson ou de plusieurs poissons. Le tissu de chaque poisson devrait servir indépendamment à la constitution d'un échantillon et non de plus d'un échantillon. Chaque échantillon devrait être clairement étiqueté et acheminé au laboratoire d'analyse chargé de mesurer les variables spécifiées. Les échantillons sont homogénéisés, et un sous-échantillon en est prélevé pour le dosage des métaux.

Les espèces choisies pour l'analyse des tissus devraient être des espèces qui font l'objet d'une pêche sportive, de subsistance et(ou) commerciale, y compris des mollusques et des crustacés. Les espèces retenues pour l'analyse des tissus ne sont pas nécessairement les mêmes que celles qui ont été utilisées aux fins de l'étude des poissons. Selon les sites étudiés, les tissus prélevés aux fins des analyses devraient être choisis en considération de la portion du poisson qui est consommée par la population locale (muscles, foie, œufs, hépatopancréas [crustacés], os ou toute autre partie pertinente).

Il importe de manipuler les tissus prélevés aux fins des analyses de façon à éviter leur contamination par des sources comme le carburant du bateau utilisé pour l'échantillonnage. Dans le cas des poissons, les portions comestibles (filet, œufs, foie) devraient être gardées congelées jusqu'à l'analyse.

Pour les mollusques, il faut prélever les parties molles du corps, et il peut être nécessaire de combiner des tissus provenant de plus de dix spécimens pour obtenir un échantillon de poids suffisant. Pour le homard ou le crabe, il faudrait prélever du tissu comestible (p. ex., muscle,

œufs, hépatopancréas) et traiter les échantillons selon les mêmes méthodes que celles recommandées ci-dessus pour les tissus de poissons.

4.10.1.2 Analyses complémentaires : pourcentage de lipides et d'eau

Le mercure monométhylé (MeHg) représente presque la totalité (au moins 95 %) du mercure total (mercure inorganique et méthylmercure) présent dans le tissu musculaire des poissons, quelle que soit la composition du régime alimentaire et les concentrations dans l'eau d'exposition (Bloom, 1992). En raison de sa forte affinité pour les protéines sulfhydrylées, la facilité relative avec laquelle il traverse les parois des voies digestives et du fait que sa dépuration s'effectue relativement plus lentement que celle du mercure inorganique, le MeHg s'accumule dans les tissus biologiques (Clarkson, 1994; Saouter *et al.*, 1993). Le MeHg n'est pas hautement lipophile, tel que souvent présenté, avec des valeurs modérées de log Koe atteignant 2,5 ayant été observées expérimentalement (Halbach, 1985; Major *et al.*, 1991).

La teneur en lipides a été utilisée pour normaliser les résidus dans les tissus d'une espèce à l'autre ou au sein d'une même espèce d'une saison à l'autre, et elle constitue une variable clé pour l'élaboration de modèles de bioaccumulation. Pour l'extraction des lipides, les méthodes proposées par Randall *et al.* (1991) et la méthode d'extraction au chloroforme et au méthanol mise au point par Folch *et al.* (1957) et modifiée par Bligh et Dyer (1959) sont recommandées. L'analyse des lipides ne devrait être effectuée que lorsque le contaminant à l'essai est reconnu comme lipophile.

La teneur relative (%) en lipides et en eau devrait être fournie pour chaque échantillon faisant l'objet d'un dosage des métaux totaux. Il faudrait également signaler les teneurs en lipides pour les réplicats analysés dans le même lot que l'échantillon soumis. La précision de la mesure des teneurs en lipides pour les réplicats devrait être de ± 30 % pour les tissus contenant plus de 2 % de lipides et ± 60 % pour les tissus contenant moins de 2 % de lipides. La méthode utilisée pour le dosage des lipides serait être indiquée, et la nature des solvants utilisés clairement précisée.

4.10.2 Évaluation de l'altération

La définition de l'altération utilisée dans le présent document correspond à la notion de « flaveur ou odeur parasite » définie dans la norme ISO 5492 : 1992, Vocabulaire de l'analyse sensorielle. Dans le présent contexte, l'odeur ou la flaveur parasite provient de sources extérieures aux poissons et n'est pas due à la présence d'un sous-produit naturel formé durant la détérioration de la qualité due à un entreposage trop long, la décomposition des protéines, des graisses ou d'autres composantes, ni due à la contamination microbienne normalement présente chez les poissons.

Comme la décision d'enquêter au sujet d'une altération alléguée associée à une mine exige une bonne connaissance des caractéristiques propres au site, il est crucial de faire appel au savoir local et à l'expertise des autorités régionales, comme les biologistes des pêches du ministère des Pêches et des Océans ou les biologistes de district du ministère provincial afin de s'assurer que les évaluations de l'altération reposent sur une assise scientifique solide. La nécessité de conduire une étude d'altération devrait être clairement démontrée. À cette fin, il convient de tirer profit de toutes les informations pertinentes disponibles, y compris les données historiques, les plaintes déjà enregistrées, les informations fournies à l'appui des plaintes enregistrées, les résultats de toute étude d'altération entreprise dans le passé et tout autre renseignement pertinent concernant d'éventuelle altération environnementale subséquente ou modification apportée au fonctionnement de la mine.

Il incombe donc aux organismes de réglementation locaux d'évaluer, en prenant en compte les exigences de fonctionnement de la mine et les intérêts de tous les intervenants, s'il convient de recommander la tenue d'une étude d'altération dans le cadre d'une étape de SEE.

Dans les cas où les parties responsables ou les propriétaires de la mine n'ont pas directement accès à toute l'information antérieure permettant d'évaluer s'il convient de recommander la tenue d'une évaluation d'altération, il peut être nécessaire d'étayer et(ou) de valider l'information existante. De la même façon, il peut être nécessaire de confirmer que l'absence de plaintes ou de documentation à l'égard d'un problème d'altération ne résulte pas du renoncement des utilisateurs de la région à des ressources halieutiques qui étaient exploitées auparavant. La non-utilisation des ressources halieutiques devrait être due à l'altération du poisson et pas uniquement à la perception que la pêche ne vaut plus la peine d'être pratiquée au voisinage de la mine. Simultanément, l'absence de plaintes devrait s'expliquer par l'absence d'altération, et non pas par le fait que les utilisateurs locaux n'exploitent plus la ressource depuis de nombreuses années parce que, à un moment précis dans le passé, les poissons étaient altérés. Dans la plupart des cas, la situation est assez évidente. Dans certains cas, toutefois, il peut être nécessaire d'étoffer et de valider certains dossiers.

S'il s'avère nécessaire d'étayer ou de valider l'information existante, l'examen d'un certain nombre de questions peut s'imposer. En premier lieu, il est primordial de déterminer s'il y a lieu de croire que l'altération du poisson est attribuable au rejet de l'effluent. Pour ce faire, on devrait considérer l'emplacement du point de rejet de l'effluent minier et d'autres rejets naturels et anthropiques, les caractéristiques physiques (p. ex. capacité de dilution) du plan d'eau récepteur ainsi que l'emplacement et l'utilisation des ressources halieutiques à proximité de la mine. La confirmation de l'emplacement et de l'utilisation des ressources halieutiques peut nécessiter des recherches plus approfondies. Par exemple, les bibliothèques locales détiennent souvent des documents publiés sur l'histoire de la région qui pourraient renseigner sur la disponibilité et l'utilisation des ressources halieutiques. Les archives des organismes de réglementation peuvent aussi contenir de l'information pertinente. Dans les cas où des plaintes ont déjà été logées, il faut examiner la source et la validité de ces plaintes. Les

résultats d'enquêtes sur le rendement de la pêche sportive et(ou) de sondages auprès des pêcheurs de la région peuvent fournir des indices sur l'origine des plaintes. Il faut toutefois s'assurer que ces dossiers sont impartiaux et reproductibles.

Dans les cas où des évaluations de l'altération ont été entreprises dans le passé, les résultats de ces évaluations et les méthodes employées devraient être examinés avec soin.

Voir dans Environment Canada (1998) le protocole recommandé pour une évaluation de l'altération.

4.11 Assurance de la qualité et contrôle de la qualité

L'assurance de la qualité (AQ) couvre une vaste gamme de pratiques internes et externes de gestion et de pratiques techniques destinées à démontrer que les données sont d'une qualité satisfaisante et correspondent à l'usage prévu.

Le contrôle de la qualité (CQ) est un aspect interne de l'assurance de la qualité. Il inclut les techniques qui servent à mesurer et à évaluer la qualité des données, ainsi que les mesures correctrices à prendre lorsque les objectifs de qualité des données (OQD) ne sont pas atteints. Dans le contexte d'une étude particulière, on ne peut assurer la qualité des données que si des OQD ont été fixés. Les utilisateurs des données devraient jouer un rôle de premier plan dans l'établissement des OQD d'une étude et la confirmation que les limites de contrôle de la qualité d'un laboratoire correspondent à ces objectifs.

Les concepts et les éléments de base d'un bon système de mesure ont été exposés ailleurs (p. ex. OCDE, 1981, 1989; ASTM, 1988; Environment Canada, 1991). On trouvera au tableau 4.7 des exemples de listes de contrôle utiles pour l'évaluation de l'AQ/CQ pour les études de biologie aquatique.

Il convient de préciser dans le plan de gestion de la qualité les fonctions d'assurance de la qualité, l'identité des personnes chargées de chaque fonction d'AQ et les mesures correctrices prévues en cas de dépassement des limites de performance.

Les activités de contrôle de la qualité déterminent les limites de rendement acceptables du système de mesure et couvrent les vérifications de routine (mesures de qualité des données) visant à évaluer le degré de conformité du système aux objectifs de rendement préétablis. En général, quand le système ne fonctionne plus, l'enregistrement des données cesse et des mesures correctrices sont mises en œuvre. Des méthodes utilisant des diagrammes de contrôle des intervalles et des moyennes ont été décrites ailleurs (OMOE, 1984; ASTM, 1985, 1986; Dux, 1986).

Il importe de définir les mesures de qualité des données de la même façon que les OQD afin de pouvoir comparer les deux dans l'évaluation du projet (QAMS, 1986). Les OQD sont normalement établis en fonction des utilisations prévues des données (p. ex.

hypothèses à vérifier, tests statistiques et incertitude totale tolérable). L'incertitude totale inclut l'imprécision (liée à l'échantillonnage, aux analyses et à l'environnement) et tout biais éventuel associé aux analyses (Taylor, 1987). On peut établir des objectifs pour chaque composante, ainsi que pour l'incertitude totale, en vue de les intégrer aux plans d'AQ du projet. Il est possible d'estimer les différentes composantes de l'imprécision en utilisant les données fournies par les réplicats de terrain et de laboratoire.

4.11.1 Modes opératoires normalisés (MON)

Chaque MON devrait être décrit en détail et accessible à chaque analyste. Les MON devraient être fondés sur des méthodes mises au point par des organismes de standardisation comme Environnement Canada, l'USEPA, l'American Society for Testing and Materials (ASTM) et l'American Public Health Association (APHA). Dans le cas où des méthodes n'ont pas été validées de façon appropriée, il est recommandé que le MON inclue une liste de références pertinentes et contienne tous les éléments prescrits par l'Association canadienne des laboratoires d'analyses environnementales Inc. (ACLAE) (1991). Toute « validation interne » des données devrait être annexée au MON et accompagnée d'une description précisant les méthodes d'assurance et de contrôle de la qualité utilisées. La description devrait inclure la nature des échantillons de contrôle à être analysés et la fréquence à laquelle ils devraient l'être, les niveaux de précision, d'exactitude et de récupération prévus ainsi que les limites de détection des méthodes.

Bien que les méthodes d'analyse chimique soient généralement assez bien documentées, les méthodes d'échantillonnage en général, et le plan d'échantillonnage en particulier, sont souvent négligés. Les erreurs d'échantillonnage contribuent souvent de façon importante, voire décisive à l'incertitude qui se rattache aux mesures environnementales. Les modes opératoires normalisés, qui incluent les méthodes de terrain, contribueront à réduire cette incertitude ou, à tout le moins, à la quantifier.

4.11.2 Contrôle de la qualité sur le terrain

Cette démarche constitue la première étape de la collecte des données. Il importe de préciser les méthodes d'AQ/CQ prévues pour l'étude des poissons lors la conception de l'étude et de les respecter à la lettre de façon à ce que les données amassées soient de haute qualité. Parmi les nombreux éléments que peut comporter un plan d'AQ/CQ pour l'échantillonnage de terrain, les principaux sont les suivants :

- il importe d'établir et de maintenir des liens avec les organismes gouvernementaux locaux (p. ex. permis de pêche, dates des prélèvements de poissons, emplacements des prélèvements, etc.);
- tout le personnel affecté à l'échantillonnage sur le terrain devrait avoir reçu l'instruction et(ou) la formation appropriée;
- toutes les mesures de sécurité devraient être précisées, comprises et respectées;

- les méthodes et dispositifs d'échantillonnage devraient être adaptés au plan d'eau étudié et aux espèces de poissons sélectionnées;
- les descriptions des habitats devraient mentionner les agents de stress potentiels (profondeur de l'eau et courants, oxygène dissous, température, nature des substrats, preuves de pollution [coloration, odeur, résidus], salinité, conductivité, etc.);
- la date et l'heure de chaque prélèvement devraient être indiquées;
- les méthodes de prélèvement devraient demeurer les mêmes tout au long de l'étude;
- l'emplacement des stations d'échantillonnage et des zones de prélèvement des poissons devrait être documenté et photographié;
- le nombre de spécimens de chaque espèce étudiée et des espèces accessoires capturés à chaque station de prélèvement devrait être indiqué;
- le nombre de prises par unité d'effort devrait être estimé;
- les échantillons de tissus prélevés sur les poissons (p. ex. ovaires, structures servant à la détermination de l'âge) devraient être placés dans des contenants appropriés;
- des méthodes de préservation et des fixatifs appropriés (p. ex. ovaires : congélation ou immersion dans le formol) devraient être utilisées;
- tous les échantillons devraient être étiquetés correctement;
- toutes les mesures devraient être prises à l'aide d'équipements fournissant les niveaux d'exactitude et de précision voulus (à documenter);
- les instruments devraient être étalonnés et maintenus en bon état de fonctionnement (les registres et les méthodes devraient être disponibles).
- des notes de terrain détaillées devraient être consignées dans un cahier relié;
- des formulaires de chaîne de possession et des procédures d'expédition et d'entreposage appropriées devraient être utilisés.

Tableau 4-7: Exemple de listes de contrôle des mesures d'assurance de la qualité applicables aux études de biologie aquatique
(cocher ou fournir une note explicative décrivant les détails ou les carences).

Gestion de la qualité	
_____	Modes opératoires normalisés (MON) disponibles (échantillonnage, traitement et méthodes d'AQ, révisions).
_____	Plan de gestion de la qualité conçu pour des établissements (potentiellement énoncé dans un MON).
_____	Définition des responsabilités, des pouvoirs et des qualifications associés à chaque poste.
_____	Agent d'assurance de la qualité investi des pouvoirs requis pour proposer des mesures correctrices.
_____	Objectifs de qualité des données pour le projet (sensibilité, exactitude, précision, incertitude totale).
Fonctions d'assurance de la qualité accomplies	
_____	Examen des résultats de l'échantillonnage effectué à des fins de CQ (registres permanents, réplicats, échanges, vérifications).
_____	Examen de l'évaluation de la performance (échantillons en aveugle).
_____	Évaluations des connaissances et séances de formation (sur le terrain et en laboratoire).
_____	Examen des données d'échantillonnage pour essais (vérification de la transcription et de la logique).
_____	Mécanisme d'approbation des rapports (signatures).
_____	Rapports d'assurance de la qualité (énoncé des mesures correctrices).
_____	Études inter-laboratoires et d'agrément (participation).
Activités sur le terrain	
_____	Échantillonnage préliminaire (rendement de l'effort, strates environnementales, variabilité).
_____	Plan d'échantillonnage (objectifs, répétitions adéquates).
_____	Étalonnage et entretien des instruments (registres, méthodes).
_____	Formation et évaluation de l'équipe (enregistrements vidéo et comparaisons).
_____	Matériel d'échantillonnage (pertinence et uniformité, registres de nettoyage et d'entretien).
_____	Prélèvement, préservation, envoi, entreposage (méthodes, étiquetage, registres de possession).
_____	Vérifications de l'effort additionnel (confirmant la faiblesse du gain enregistré par rapport aux efforts investis).
Traitement des échantillons, contrôle de la qualité et rapports	
_____	Tri et sous-échantillonnage (méthodes, enregistrements adéquats, estimations des erreurs).
_____	Vérification du tri (confirmant le faible nombre d'omissions).
_____	Identification et dénombrement (clés d'identification, registres, collections de référence).
_____	Répétition du traitement (une personne, plusieurs personnes, estimations des erreurs).
_____	Échange d'échantillons (entre laboratoires, évaluation de la comparabilité).
_____	Vérification de la taxonomie (par des experts reconnus).
_____	Vérification de l'âge des poissons (par des experts reconnus).
_____	Archives (échantillons, spécimens témoins).
_____	Manipulation des données et rapports (vérification des entrées, absence de codes de valeur, méthodes, données de CQ).
Détails/Carences	
N° de note	Description

4.11.3 Contrôle de la qualité au laboratoire

Bien qu'une bonne partie de l'information soit recueillie sur le terrain, les variables comme la taille des œufs et la fécondité et l'âge des spécimens sont généralement déterminés plus tard au laboratoire. Pour chaque mesure, l'objectif premier du programme d'AQ/CQ en laboratoire est d'assurer l'uniformité (précision) et l'exactitude des données. Les exigences suivantes devraient faire partie intégrante des processus de mesure :

- tout le personnel participant au traitement et à l'analyse des échantillons devrait posséder l'expérience, l'éducation et(ou) la formation nécessaires;
- la prise de mesures devrait être réalisée selon des protocoles et méthodes reconnus (bien documentés), et tous les appareils devraient être étalonnés et entretenus adéquatement (registres, méthodes disponibles);

- toutes les mesures prises sur chaque poisson devraient être notées (espèces cibles);
- la présence de lésions, de tumeurs et de parasites externes, etc.;
- les preuves de parasitisme;
- les données sur la fécondité, ainsi que les méthodes utilisées pour la détermination de la fécondité et la précision du sous-échantillonnage (le cas échéant);
- les données sur l'âge, ainsi que les méthodes utilisées pour la détermination de l'âge et le nom des personnes ayant confirmé l'exactitude des données;
- des registres décrivant les échantillons prélevés, les mesures effectuées et le personnel responsable devraient être tenus. Dans la mesure du possible, la mesure de certaines variables devrait être confiée à un nombre minimal de personnes afin de maintenir l'uniformité et de prévenir les erreurs de mesure (particulièrement dans le cas de la détermination de l'âge).
- si un sous-échantillonnage s'impose (p. ex. fécondité, taille des œufs), le degré d'efficacité et d'exactitude de la méthode utilisée devrait être mentionné. Cette information devrait également pouvoir servir au calcul de facteurs de correction ou de mise à l'échelle (si nécessaire) permettant de minimiser les écarts éventuels associés aux méthodes et au degré d'efficacité;
- toutes les données devraient être vérifiées. Par exemple, certaines mesures comme la fécondité et la taille des œufs devraient être répétées pour en garantir la précision et l'exactitude. Un expert reconnu devrait vérifier les estimations de l'âge.
- les références et clés utilisées pour l'identification des poissons devraient être mentionnées;
- des notes détaillées sur le traitement des échantillons et le travail de laboratoire devraient être consignées dans un cahier relié.

4.11.4 Analyse des données

Les problèmes d'AQ/CQ soulevés par l'analyse des données sont la vérification et la validation des données, la répétabilité et la robustesse des analyses statistiques et la rigueur et la pertinence des analyses. Dans la plupart des cas, le succès de la validation et de la vérification des données dépend de l'efficacité des méthodes d'AQ/CQ appliquées durant l'échantillonnage sur le terrain, du traitement des échantillons et des analyses de laboratoire (voir ci-dessus). Toutefois, la vérification des données et les analyses devraient comporter les points suivants :

- appliquer des méthodes de vérification en vue de repérer d'éventuelles erreurs de transcription, les données aberrantes et les autres points suspects;
- présenter sous forme de tableau des sommaires des descripteurs statistiques généraux (taille de l'échantillon, moyenne, médiane, valeur minimale, valeur maximale et écart-type) des variables mesurées sur les poissons;

- présenter les résultats de l'évaluation des hypothèses de normalité des données et d'homogénéité de la variance;
- décrire le(s) mode(s) de transformation employé(s);
- fournir les estimations paramétriques de la variabilité (EQM de l'analyse de variance et de l'analyse de covariance, écart-type pour l'âge à la maturité);
- calculer les exigences relatives à la taille de l'échantillon pour chaque paramètre;
- indiquer de façon synthétique le degré de conformité aux objectifs de qualité des données et aux modes opératoires normalisés et les éventuels problèmes observés durant l'étape d'AQ/CQ en laboratoire et sur le terrain;
- pour assurer la reproduction des analyses et des résultats, joindre en annexe toutes les données brutes et archiver les fichiers informatisés pendant une période approuvée après la publication des résultats des analyses dans un rapport;
- décrire de façon claire et détaillée les méthodes utilisées pour les analyses;
- vérifier que les logiciels de calcul employés donnent les mêmes produits et résultats que d'autres logiciels;
- évaluer la robustesse des analyses (c.-à-d. les résultats et les conclusions devraient être similaires) en présence et en l'absence de données aberrantes, de transformations, etc., afin de s'assurer que les résultats ne sont pas fonction d'une manipulation ou d'une hypothèse formulée avant ou pendant les analyses;
- tenir des notes détaillées sur les analyses des données de l'étude.

4.11.5 Traitement des données

Une fois les mesures effectuées sur le terrain et en laboratoire (y compris les procédures appropriées d'AQ/CQ), l'unité fondamentale de travail sera une matrice de données avec un identificateur d'emplacement (zone) présentant les variables en colonnes et les observations en rangées. Une copie électronique des données est soumise à l'agent d'autorisation. La première étape de l'analyse des données consiste à vérifier les erreurs de transcription. L'omission de cette étape peut compromettre la validité des analyses subséquentes. Une fois cette vérification effectuée, les données devraient être synthétisées, épurées des valeurs erronées et aberrantes, évaluées quant à leur normalité et transformées.

Diverses techniques de représentation graphique comme les diagrammes en rectangles et moustaches, les courbes de distribution normale et les diagrammes arborescents peuvent être utilisés pour repérer les valeurs extrêmes (valeurs aberrantes véritables ou erreurs de saisie). La plupart des logiciels de calcul comportent des modules de synthèse des données capables de générer des statistiques sommaires et des graphiques. Il est aussi utile de résumer les données en calculant la moyenne et l'écart-type de chaque variable séparément pour la zone de référence et la zone exposée. Ces descripteurs statistiques sommaires sont généralement nécessaires pour la présentation, et la présence de valeurs aberrantes anormalement élevées ou faibles peut révéler des erreurs. Il ne faut pas éliminer des séries de données les valeurs extrêmes ou aberrantes (à moins qu'elles résultent manifestement d'erreurs commises lors de l'échantillonnage, des mesures ou de

la saisie des données) (Grubbs, 1969; Green, 1979), car leur élimination aura pour effet de réduire la puissance statistique de l'étude des poissons. Il est préférable de fournir une liste des valeurs extrêmes dans le rapport et d'évaluer l'influence qu'elles peuvent avoir sur les résultats en reprenant les analyses des données sans ces valeurs.

4.12 Références

Andrews, S. and W. R. Parker. 1999. An environmental quality evaluation of Pictou Harbour, Nova Scotia, using caged bivalves, *Mytilus edulis*. Environment Canada, Environmental Protection Branch, Atlantic Region Surveillance Report. 30 pp + appendices. (In progress).

Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE). 1998. Technical Evaluation of Fish Methods in Environmental Monitoring for the Mining Industry in Canada. Prepared by EVS Environment consultants for Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) Program, CANMET, Natural Resources Canada. Draft, July 1998.

Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE). 1997. Technical Evaluation of Molluscs as a biomonitoring tool for the Canadian Mining Industry. Prepared by Robin Stewart and Diane F. Malley for Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) Program, CANMET, Natural Resources Canada. March 1997.

Alldredge, J.R. 1987. Sample size for monitoring of toxic chemical sites. Envir. Monitoring Assess. 9:143-154.

AQUAMIN Working Group 1. 1994. Criteria to Evaluate Information for AQUAMIN. Assessment of the Aquatic Effects of Mining in Canada: AQUAMIN, prepared for the AQUAMIN steering Group. Working Document, 8 pp.

ASTM. 1988. Draft Standard Practice for Generation of Environmental Data. Committee E-47 on Biological Effects and Environmental Fate. Subcommittee E47.05 on Quality Assurance. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.

ASTM. 1986. Manual on Presentation of Data and Control Chart Analysis. Committee E-11 on Statistical Methods. ASTM Special Technical Publication 15D. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.

ASTM. 1985. Standards on Precision and Bias for Various Applications. 2nd ed. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.

Bartlett, J.R., P.F. Randerson, R. Williams and D.M. Ellis. 1984. The use of analysis of covariance in the back-calculation of growth in fish. J. Fish. Biol. 24: 201-213.

Bernstein, B.B. and J. Zalinski. 1983. An optimum sampling design and power test for environmental biologists. J. Envir. Mgmt. 16:35-43.

Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 49 :1010-1017.

Bolger, T. and P.L. Connolly. 1989. The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. J. Fish. Biol. 34:171-182.

Burt, A., Kramer, D.L., K. Nakasuru and C. Spry. 1988. The tempo of reproduction in *Hyphessobrycon pulchripinnis* (Characidae), with a discussion on the biology of "multiple spawning". Environ. Biol. Fish. 22: 15-27.

CAEAL (Canadian Association of Environmental Analytical Laboratories). 1991. Code of Practice and QA Manual for Laboratory Analysis of Sewage Treatment Effluent in Support of the MISA Program; Draft report prepared for CAEAL and the Ontario Ministry of the Environment by Zenon Environmental Laboratories.

Clarkson, T.W. 1994. The toxicology of mercury and its compounds. Chapter VIII.1. In : Mercury Pollution : Integration and synthesis, C.J. Watras and J.W. Huckabee, eds. Lewis Publishers, USA, pp. 631-641.

Coad, B.W. 1995. Encyclopædia of Canadian Fishes. Canada Museum of Nature and Canadian Sportfishing Productions Inc. 928 pp.

Cone, R.S. 1989. The need to reconsider the use of condition indices in fisheries science. Trans. Amer. Fish Soc. 118:510-514.

COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2000. Espèces en péril : espèces désignées dans les catégories disparue, disparue au Canada, en danger de disparition, menacée, ou préoccupante. http://www.cosewic.gc.ca/, COSEPAC, Service canadien de la faune.

Courtenay, S.C., W.R. Parker and G.P. Rawn. 1998. Proceedings of a Workshop to Assess Alternatives to the Fish Survey Component of the Environmental Effects Monitoring Program for Canadian Pulp and Paper Mills. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2233: 8 + 100 pp.

Courtenay, S.C., K.R. Munkittrick, H.M.C Dupuis, R. Parker and J. Boyd. 2002. Quantifying impacts of pulp mill effluent on fish in Canadian marine and estuarine environments: problems and progress. Water Qual. Res. J. Canada 37(1) 79-99.

Culp, J.M. and C.L. Podemski. 1995. Design and application of a novel stream microcosm system for assessing effluent impacts to large rivers. *In* M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey, and G.J. Van Der Kraak (eds.), Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents. St. Lucie Press, Boca Raton, Florida.

Culp, J.M., C.L. Podemski, K.J. Cash, and R.B. Lowell. 1996. Utility of field based artificial streams for assessing effluent effects on riverine ecosystems J. of Aquatic Ecosystem Health 5: 117-124.

Draper, N.R. and H. Smith. 1981. Applied regression analysis. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.

Dubé, M.G., D.L. MacLatchy, and M-K.A. Elliot. 1997. Effects of different effluent streams from a bleached kraft pulp mill on Fundulus heteroclitus: 2) After reverse osmosis treatment of a clean condensate. University of New Brunswick (Saint John), unpublished data.

Dubé, M.G., J.M. Culp and J.A. Smith. 1998. Development and testing of a mesocosm technology for environmental effects monitoring (EEM) methods application. *In* Courtenay, S.C., W.R. Parker and G.P. Rawn. 1998. Proceedings of a Workshop to Assess Alternatives to the Fish Survey Component of the Environmental Effects Monitoring Program for Canadian Pulp and Paper Mills. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2233: 8 + 100 pp.

Dux, J.P. 1986. Handbook of Quality Assurance for Analytical Chemistry Laboratory. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

Elder, J.F. and J.J. Collins. 1991. Freshwater molluscs as indicators of bioavailability and toxicity of metals in surface-water systems. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 122: 37-79.

Environment Canada. 1998. Pulp and Paper Technical Guidance for Aquatic Environmental Effects Monitoring. EEM/1998/1.

Environment Canada. 1997. Fish Survey Expert Working Group Report. EEM/1997/6.

Environment Canada. 1991. Quality Assurance Guidelines for Biology in Aquatic Environmental Protection. Prepared by Dr. D.Hart, Beak Consultants Limited for Dr. A.S.Y. Chau, National Water Research Institute, Burlington, Ontario.

Environnement Canada et ministère des Pêches et des Océans (EC/MPO) 1995. Guide supplémentaire pour le recensement des poissons adultes dans l'ESEE aquatique visés par la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral. ESEE1. Environnement Canada, Ottawa (Ont.) 78 pp.

ÉTIMA (Évaluation des techniques de mesure d'impacts en milieu aquatique). 1999. Rapport de synthèse sur des méthodes choisies permettant d'évaluer dans une perspective coût-efficacité les effets des effluents miniers sur les écosystèmes aquatiques au Canada. ÉTIMA - Rapport de synthèse. Préparé par ESG International Inc. pour le Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impacts en milieu aquatique (ÉTIMA), CANMET, Ressources naturelles Canada. Mars 1999.

FAU Update Issue 94-1, Ontario Ministry of Natural Resources Fisheries Assessment Unit Newsletter. 1994. Nearshore community index netting (NSCIN): indexing the abundance of the warmwater fish community. Lake Simcoe Fisheries Assessment Unit, Sutton West, Ont. 2pp.

FAU Update Issue 94-2, Ontario Ministry of Natural Resources Fisheries Assessment Unit Newsletter. 1994. Spring littoral index netting (SLIN): indexing the abundance of the coldwater fish community. Muskoka Lake Fisheries Assessment Unit, Bracebridge, Ont. 2pp.

Foran, J. and S. Ferenc. 1999. Multiple Stressors in Ecological Assessments. SETAC Press, Pensacola, Florida. In press.

Fox, G.A. 1991. Practical causal inference for ecoepidemiologists. J. Toxicol. Environ. Health 33: 359-373.

Fritz, E.S., W.H. Meredith and V.A. Lotrich. 1975. Fall and winter movements and activity level of the mummichog *Fundulus heteroclitus*, in a tidal creek. Chesapeake Sci. 16:211-215.

Gibbons, W.N., K.R. Munkittrick and W.D. Taylor. 1998a. Suitability of small fish species for monitoring the effects of pulp mill effluent on fish. 1. Response of spoonhead sculpin exposed to bleached kraft mill effluent. Environ. Toxicol. Chem. In Press, NWRI Publication number 97-26a

Gibbons, W.N., K.R. Munkittrick and W.D. Taylor. 1998b. Suitability of small fish species for monitoring the effects of pulp mill effluent on fish. 2. Comparison of trout perch response to white sucker exposed to bleached kraft mill effluent. Environ. Toxicol. Chem. In Press, NWRI Publication number 97-26b

Gibbons, W.N., M.D. Munn and M.d. paine. 1993. Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments. Prepared for Environment Canada, North Vancouver, B.C. by EVS Consultants, North Vancouver, B.C. 81pp.

Gibbons, W.N., M.D. Paine, W.M. Gibson, G.A. Vigers and K. Kingston. 1992. 1991 operational monitoring survey of the Lesser Slave River. Volume III. Prepared for Slave Lake Pulp Corporation, Edmonton, Alberta by EVS Consultants, North Vancouver, B.C. 63 pp.+Tables + Figures + App.

Goldstein, R. 1989. Power and sample size via MS/PC-DOS computers. Amer. Statist. 43:253-260.

Gray, M.A., A.R. Curry, K.R. Munkittrick. 2002. Non-lethal sampling methods for assessing environmental impacts using a small-bodied sentinel fish species. Water Qual. Res. J. Canada 37(1) 195-211.

Green, R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley & Sons, Toronto. 257 pp.

Green, R.H. 1989. Power analysis and practical strategies for environmental monitoring. Envir. Research 50:195-205.

Green, R.H. 1993. Application of repeated measures designs in environmental impact and monitoring studies. Australian Journal of Ecology 18:81-98.

Grubbs, F.E. 1969. Procedures for detecting outlying observations in samples. Technometrics 11:1-22.

Halbach, S. 1985. The octanol/water distribution of mercury compounds. Arch. Toxicol. 57 : 139-141.

Heins, D.C. and F.G. Rabito Jr. 1986. Spawning performance in North American minnows: direct evidence of the occurrence of multiple clutches in the genus *Notropis*. J. Fish. Biol. 28: 343-357.

Hodson, P.V., B.R. Blunt, and D.M. Whittle.1984. Monitoring lead exposure of fish. Pg. 87-98. *In:* Contaminant Effects of Fisheries. Cairns, V.W., P.V. Hodson, and J.O. Nriagu. John Wiley and Sons. New York, New York.

Hunn. J.B. 1988. Field assessment of the effect of contaminants on fishes. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service Biological Report 88(19). 27 pp.

Jackson, D.A., H.H. Harvey and K.M. Somers. 1990. Ratios in aquatic sciences: statistical shortcomings with mean depth and morphoedaphic index. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47:1788-1795.

Jenkins, R.E. and N.M. Burkhead. 1993. Freshwater fishes of Virginia. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 1079 pp.

Leblanc, J, C.M. Coulliard and J.F. Brêthes. 1998. Modifications of the reproductive period in mummichog (*Fundulus heteroclitus*) living downstream from a bleached kraft pulp mill in the Miramichi Estuary, New Brunswick, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54:2564-2573.

Leblanc, J. et C. M. Couillard. 1995. Description de la période de reproduction d'un poisson sentinelle : le choquemort (Fundulus heteroclitus) de l'estuaire de la Miramichi Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2057: vii + 32p.

Kilgour, B.W., K.M. Somers and D.E. Matthews. 1998. Using the normal range as an ecological criterion for ecological significance in environmental monitoring and assessment. Ecoscience : in Press.

Lowell, R.B. 1997 Discussion paper on critical effect size guidelines for EEM using benthic invertebrate communities. Report to the Environmental Effects Monitoring Program. EEM/1977/9.

Major, M.A., D.H. Rosenblatt and K.A. Bostian. 1991. The octanol/water partition coefficient of methylmercuric chloride and methylmercuric hydroxide in pure water and salt solutions. Environ. Toxicol. Chem. 10 :5-8.

MacMahon, R.F. 1991. Mollusca: Bivalvia, pp. 315-399. *In:* Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. J.H. Thorp and A.P. Covich, (eds.). Academic Press, New York.

McMaster, M.E., G.J. Van Der Kraak and K.R. Munkittrick. 1996. An epidemiological evaluation of the biolochemical basis for steroid hormone depressions in fish exposed to industrial wastes. J. Great Lakes Res. 22: 152-171.

Minns, C.K. 1995. Allometry of home range size in lake and river fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 1499-1508.

Munkittrick, K.R. and M.E. McMaster. 1999. Assessment of multiple stressors in aquatic ecosystems by directed assessment of cumulative effects using fish populations. Submitted manuscript.

Munkittrick, K.R. 1992. A review and evaluation of study design considerations for site-specificity in assessing the health of fish populations. J. Aquat. Eco. Health 1:283-292.

Munkittrick, K.R. and D.G. Dixon. 1989. Use of white sucker (*Catostomus commersoni*) populations to assess the health of aquatic ecosystems exposed to low-level contaminant stress. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1455-1462.

Muramota, S. 1981a. Vertebral malformation in fish induced by decalcification from the bones with cadmium. Verh. Internat. Verein. Limnol. 21:1309-1313.

Muramota, S. 1981b. Vertebral column damage and decrease of calcium concentration in fish exposed experimentally to cadmium. Environ. Poll. 24: 125-133.

Nelson, J.S. and M.J. Paetz. 1992. The fishes of Alberta. The University of Calgary Press, Calgary, Alberta.

NRCC. 1985. The role of biochemical indicators in the assessment of ecosystem health - their development and validation. Publ. No. NRCC 24371, Ottawa. 119 pp.

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 1989. Projet de décision-recommandation du Conseil sur le respect des principes de bonnes pratiques de laboratoire. Organisation de coopération et de développement économiques, Paris.
OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 1981. Décision du Conseil relative à l'acceptation mutuelle des données pour l'évaluation des produits chimiques. Annexe 2. Principes de l'OCDE relatifs aux bonnes pratiques de laboratoire. Organisation de coopération et de développement économiques, Paris.

OMOE (Ontario Ministy of the Environment)). 1984. Principles of Control Charting. D.E. King and R.C. Ronan, Laboratory Services Branch, Data Quality Report Series. Ontario Ministry of the Environment, Rexdale, Ontario.

Organisation internationale de normalisation (ISO). 1992. Analyse sensorielle : vocabulaire. Organisation internationale de normalisation, Genève, Suisse. ISO 5492.

Paine, M.D. 1990. Life history tactics of darters (*Percidae: Etheostomatiini*) and their relationship with body size, reproductive behaviour, latitude and rarity. J. Fish Biol. 37: 473-488.

Peterman, R.M. 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47:2-15.

Peters, R.H. 1983. The ecological implication of body size. Cambridge University Press, New York. 329 pp.

QAMS (quality assurance management staff). 1986. Development of Data Quality Objectives. Description of Stages I and II. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (Draft).

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Fish. Res. Bd. Can. Bull. 191.

Roberts, W.E. 1988. The sculpins of Alberta. Alberta Naturalist 18:121-127.

Saouter, E., L. Hare, P.G.C. Campbell, A. Boudou and F. Ribeyre. 1993. Mercurty accumulation in the burrowing mayfly *Hexagenia rigida* (Ephemeroptera) exposed to CH_3HgCl or $HgCl_2$ in water and sediment. Eater Res. 27 :1041-1048.

Salazar, M.H. and Salazar, S.M. 1997a. Using caged bivalves for environmental effects monitoring at pulp and paper mills: Rationale and historical perspective. In: J.S. Goudey, S.M. Swanson, M.D. Treissman and A.J. Niimi. Proceedings of the 23rd Annual Aquatic Toxicity Workshop, October 1996, Calgary, Alberta. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2144129-136.

Salazar, M.H. AND Salazar, S.M. 1997b. Using caged bivalves to characterize exposure and effects associated with pulp and paper mill effluents. Wat. Sci. Tech. 35(2-3):213-220.

Sandström, O. 1996. *In situ* assessments of the impact of pulp mill effluent on life-history variables in fish. pp. 449-457 In: Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents. M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey and G. J. Van Der Kraak (eds.). St. Lucie Press, Delray Beach, Florida.

Schetagne *et al.*, 1996.

Schetagne et Verdon, 1999.

Scott, W.B. 1967. Freshwater Fishes of Eastern Canada. University of Toronto Press, Toronto, Ontario, Canada. 137 pp.

Scott, W.B. et E.J. Crossman, 1973. Poissons d'eau douce du Canada. Bull. 184. Min. de l'environnement, Service des pêches et des sciences de la mer. Ottawa (Ontario) Canada. 1026 pp.

Shuter, B.J. 1990. Population-level indicators of stress. Amer. Fish. Soc. Symposium 8:145-166.

Skalski, J.R. and D.H. McKenzie. 1982. A design for aquatic monitoring programs. J. Envir. Mgmt. 14:237-251.

Snedecor, G.W. and W. G. Cochran. 1971. Statistical Methods. Sixth Edition. Iowa State University Press.

Snedecor, G.W. and W.G. Cochran. 1980. Statistical Methods, 7th ed. Iowa State University Press, Ames, Iowa. 507 p.

Swanson, S.M. 1993. Wapiti/Smoky river ecosystem study. Prepared for Procter and Gamble Ltd./Weyerhaeuser Canada Ltd., Grand Prairie, AB by Sentar Consultants Ltd., Calgary, AB. 176 pp.

Taylor, J.K. 1987. Quality Assurance of Chemical Measurements. Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan.

Underwood, A.J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications 4(1):3-15.

Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press. United Kingdom. 504 pp.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell and C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:130-137.

Vetemaa, M., L. Forlin and O. Sandstrom. 1997. Chemical industry effluent impacts on reproduciton and biochemistry in a North Sea population of viviparous blenny (*Zoarces viviparous*). J. Aquat. ecosys. Stress & Recovery 6:33-41.

Zar, J.H. 1984. Biostatistical Analysis, 2nd ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

Table des matières

5 Étude des communautés d'invertébrés benthiques 5-1

5.1 Aperçu du programme et objectifs des étapes de l'ESEE 5-1
5.1.1 Caractérisation du site 5-1
5.1.2 Première ESEE 5-2
5.1.3 ESEE subséquentes 5-3
5.1.3.1 Suivi périodique 5-3
5.1.3.2 Suivi ciblé 5-4
5.1.3.3 Recherche des causes 5-4
5.1.4 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques en milieu marin ou estuarien 5-5

5.2 Considérations applicables au plan d'étude pour les programmes de suivi sur le terrain 5-7
5.2.1 Examen et synthèse des données historiques 5-7

5.3 Considération des conditions propres au site dans la conception de l'étude ... 5-9

5.4 Fréquence des suivis 5-16

5.5 Nomenclature standardisée et formats de présentation applicables aux lieux d'échantillonnage 5-17
5.5.1 Nomenclature standardisée 5-17
5.5.2 Indication de l'emplacement des stations d'échantillonnage 5-25

5.6 Conception du plan d'échantillonnage 5-25

5.7 Méthodes alternatives de suivi 5-32

5.8 Sélection des zones de référence et des zones exposées 5-44
5.8.1 Instructions générales pour la sélection des zones de référence 5-44
5.8.2 Répartition des zones de référence et des zones exposées selon l'habitat . 5-45
5.8.2.1 Cours d'eau 5-45
5.8.2.2 Environnements marins 5-47
5.8.3 Répartition des zones de référence et des zones exposées selon les étapes du programme d'ESEE des mines de métaux 5-48

5.9 Sélection d'habitats pertinents sur le plan écologique 5-49
5.9.1 Instructions générales pour la sélection des habitats 5-49
5.9.2 Sélection des habitats selon les étapes du programme d'ESEE 5-50

5.10 Sélection de saisons d'échantillonnage pertinentes au plan écologique 5-54
5.10.1 Instructions générales concernant la sélection des saisons d'échantillonnage 5-54
5.10.2 Sélection de la saison d'échantillonnage en fonction des étapes du programme d'ESEE 5-54

5.11 Aspects statistiques à considérer dans le choix du plan d'étude *5-56*
5.11.1 Établissement des tailles d'effet pour la détermination de l'effort d'échantillonnage 5-56
5.11.2 Sélection de α et de β 5-58
5.11.3 Détermination de l'effort d'échantillonnage à l'aide de l'analyse de puissance pour les plans se prêtant aux analyses de variance (et aux analyses de régression et de covariance) 5-60
5.11.4 Détermination de l'effort d'échantillonnage pour l'ACR 5-63
5.11.5 Détermination de l'effort d'échantillonnage pour le sous-échantillonnage sur le terrain 5-63
5.11.6 Utilisation d'ellipses de probabilité pour les plans ACR 5-66

5.12 Taxonomie des invertébrés benthiques *5-68*
5.12.1 Niveau d'identification taxonomique 5-68
5.12.2 Collections de référence 5-69

5.13 Variables environnementales connexes *5-70*

5.14 Harmonisation des programmes d'échantillonnage des invertébrés benthiques et des sédiments *5-73*
5.14.1 Examen des variables environnementales connexes en vue des suivis subséquents 5-73

5.15 Autres variables environnementales connexes *5-76*

5.16 Évaluation et interprétation des données *5-76*
5.16.1 Méthodes de traitement des données 5-76
5.16.1.1 AQ/CQ pour la saisie et la vérification des données 5-76
5.16.1.2 Traitement des valeurs aberrantes 5-77
5.16.2 Organismes inconnus ou immatures 5-78
5.16.3 Réduction et transformation des données 5-79

5.17 Exigences relatives à la présentation des données *5-80*

5.18 Synthèse des résultats des suivis *5-81*
5.18.1 Calcul et présentation des descripteurs de la communauté d'invertébrés benthiques 5-82

5.19 Évaluation des résultats *5-87*
5.19.1 L'effluent a-t-il un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques? ... 5-87
5.19.2 Quelle est la prochaine étape du programme d'ESEE? 5-89
5.19.3 Fréquence du suivi biologique suivant l'évaluation des données 5-95

5.20 Options du programme d'ESEE lorsqu'un effet a été décelé *5-96*
5.20.1 L'effet est-il lié à l'exploitation minière? 5-97
5.20.2 L'ampleur et la portée géographique de l'effet sont-elles connues? 5-97
5.20.3 La cause de l'effet est-elle connue? 5-98

5.21 Méthodes applicables aux suivi des invertébrés benthiques *5-98*
5.21.1 Méthodes de terrain 5-98
5.21.1.1 Maillage des dispositifs d'échantillonnage 5-98
5.21.1.2 Équipement d'échantillonnage 5-100

5.21.1.3 Conservation des spécimens 5-108
5.21.2 Mesure des variables environnementales connexes 5-108
5.21.3 Assurance et contrôle de la qualité (AQ/CQ) applicables aux travaux réalisés sur le terrain 5-110

5.22 Méthodes de laboratoire 5-111
5.22.1 Tri des échantillons 5-111
5.22.2 Sous-échantillonnage en laboratoire 5-112
5.22.3 Taxonomie et collections de référence 5-117
5.22.4 AQ/CQ applicables au traitement des échantillons d'invertébrés benthiques en laboratoire 5-122

5.23 Outils pour les méthodes alternatives de suivi et (ou) la recherche des causes 5-123
5.23.1 Application d'une approche fondée sur le poids de la preuve à la recherche des causes des effets 5-123
5.23.2 Bioessais à l'échelle des communautés au moyen de mésocosmes comme méthode alternative de suivi ou outil de bioévaluation 5-126
5.23.3 Méthodes de détermination des marqueurs biologiques et des charges corporelles de métaux 5-128
5.23.4 Tests de toxicité létale et sublétale 5-130
5.23.5 Analyse de carottes de sédiments pour la détection de tendances historiques 5-133

5.24 Autres paramètres associés aux invertébrés benthiques et autres organismes 5-134

5.25 Références 5-148

Liste des tableaux

Tableau 5-1: Facteurs confondants (pour de plus amples renseignements, voir Hauer et Lamberti (1996)) 5-13
Tableau 5-2: Méthodes alternatives de suivi applicables à l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques. 5-15
Tableau 5-3: Plans d'études recommandés pour l'échantillonnage de la communauté d'invertébrés benthiques. 5-33
Tableau 5-4: Conclusions possibles et risques d'erreur associés aux analyses statistiques 5-58
Tableau 5-5: Effort d'échantillonnage requis pour détecter une différence de 2 É.-T. 5-62
Tableau 5-6: Variables explicatives connexes associées aux habitats des invertébrés benthiques dulcicoles. 5-72
Tableau 5-7: Variables explicatives connexes associées aux habitats des invertébrés benthiques marins ou estuariens. 5-75
Tableau 5-8a: Résumé des critères applicables aux échantillonneurs recommandés pour les habitats dulcicoles. 5-104
Tableau 5-8b: Résumé des critères applicables aux échantillonneurs recommandés pour les habitats marins et estuariens. 5-107
Tableau 5-9: Clés taxonomiques - Invertébrés benthiques dulcicoles. 5-118

Tableau 5-10: Niveaux de résolution taxonomique recommandés pour les invertébrés benthiques marins. 5-120
Tableau 5-11: Clés taxonomiques - Invertébrés benthiques marins et estuariens du Canada. 5-121
Tableau 5-12: Ensemble de critères de causalité rigoureux formant une partie de l'approche fondée sur le poids de la preuve applicable à l'évaluation des effets d'un effluent minier (Culp *et al.*, 2000; Lowell *et al.*, 2000)..... 5-125

Liste des Figures

Figure 5-1: Arbre de décision pour l'évaluation des données existantes ou historiques.5-10
Figure 5-2: Exemples d'échelles spatiales d'une ZONE, d'une STATION RÉPÉTÉE et d'un SOUS-ÉCHANTILLON DE TERRAIN applicables à un plan d'étude de type contrôle-impact. 5-22
Figure 5-3a: Plan contrôle-impact pour les cours d'eau simples ou les habitats estuariens homogènes 5-34
Figure 5.3b: Plan contrôle-impact modifié avec une zone de référence en aval, pour les cours d'eau ou les estuaires 5-35
Figure 5-3c: Exemple de plan de suivi ciblé. (en cours de révision)..... 5-36
Figure 5-4a et b: Plan contrôle-impact multiple pour les cours d'eau avec deux zones de référence ou les cours d'eau avec des stations de référence multiples dans des bassins hydrographiques adjacents 5-37
Figure 5-4c: Plan contrôle-impact multiple..... 5-38
Figure 5-5a: Plan à gradient linéaire pour les cours d'eau et les estuaires..... 5-39
Figure 5-5b: Plan à gradient linéaire pour les mines situées sur le bord d'un lac et le long de la côte, dans une baie ou un fjord étroit. 5-40
Figure 5-6: Plan à gradient radial, pour les lacs et les zone côtières. 5-41
Figure 5-7a et b: Plan à gradients multiples. (en cours de révision) 5-42
Figure 5-8: Approche fondée sur les conditions de référence 5-43
Figure 5-9: Niveaux de stress entraînant une perturbation déduits à partir de la position des sites de référence dans un espace réduit HMDS. **Error! Bookmark not defined.**
Figure 5.10: Arbres de décision pour l'évaluation des données..... 5-90
Figure 5-11: Protocole pour le tri et le sous-échantillonnage des invertébrés benthiques applicable aux échantillons renfermant des détritus et un grand nombre de petits organismes. 5-114

5 Étude des communautés d'invertébrés benthiques

L'objectif du programme d'ESEE des mines de métaux (ESEE) est d'évaluer les effets des effluents miniers sur les écosystèmes aquatiques, en particulier les poissons et leurs habitats, ainsi que sur l'utilisation des ressources halieutiques par les humains. Pour évaluer les effets d'un effluent minier sur l'habitat du poisson, il convient de répondre à la question suivante :

L'effluent minier a-t-il eu un effet sur la communauté des invertébrés benthiques?

Le présent chapitre fournit des conseils techniques sur la façon de concevoir et de mener à bien l'étude de la communauté d'invertébrés benthique prévues dans le cadre du programme. Le lecteur y trouvera des instructions détaillées pour la planification du programme et de l'étude ainsi qu'une série de références pertinentes.

5.1 Aperçu du programme et objectifs des étapes de l'ESEE

Cette section décrit brièvement pour chacune des étapes du programme les objectifs, la fréquence et les composantes du plan d'étude se rattachant à la communauté d'invertébrés benthiques. Le cadre global du programme d'ESEE est présenté au chapitre 1 et à la figure 1.1.

5.1.1 Caractérisation du site

La caractérisation du site vise à obtenir suffisamment de données sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du site à l'étude et à les synthétiser de manière à pouvoir concevoir un programme d'ESEE efficace. De plus amples renseignements sur cette étape sont présentés au chapitre 3.

Parmi les informations amassées aux fins de la caractérisation du site, les éléments suivants peuvent se révéler utiles pour l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques :

1) identification des zones de référence et zones exposées potentielles;
2) cartographie générale et classification des habitats répertoriés dans ces zones;
3) synthèse des données historiques ou existantes sur les invertébrés benthiques.

5.1.2 Première ESEE

L'objectif de la première ESEE consiste à amasser suffisamment de données sur la communauté d'invertébrés benthiques et à les synthétiser de manière à pouvoir répondre à la question suivante :

> ***L'effluent minier a-t-il eu un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques vivant dans l'environnement aquatique récepteur situé le plus près du point de rejet de l'effluent?***

Pour répondre à cette question, les mines peuvent utiliser des données de suivi historiques ou mener à bien une étude de la communauté d'invertébrés benthiques (suivi initial). Si une mine privilégie la première option, elle devra présenter un rapport à l'agent d'autorisation au cours de l'année suivant l'entrée en vigueur des articles du REMM régissant les ESEE. Toutes les données historiques relatives à la population de poissons ou aux tissus de poissons utilisées par la mine devraient également figurer dans ce rapport. Par la suite, la mine soumettra au cours des deux premières années suivant l'entrée en vigueur des articles du REMM régissant les ESEE le plan de la première ESEE.

Si une mine ne dispose d'aucune historique ou si les données disponibles ne permettent pas de déterminer si l'effluent a un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques, la population de poissons ou les tissus de poissons, elle devra soumettre le plan de la première ESEE dans l'année suivant l'entrée en vigueur des articles du REMM régissant les ESEE.

Le plan d'étude pour la première ESEE devrait :

1) couvrir une saison représentative sur le plan écologique;
2) prévoir un échantillonnage dans une zone de référence et une zone fortement exposée (p. ex. zone la plus proche du point de rejet de l'effluent);
3) prévoir un échantillonnage dans des habitats écologiquement représentatifs;
4) appliquer l'un des cinq plans d'échantillonnage sélectionné selon les caractéristiques des sites (tableau 5.3);
5) comporter la mesure de variables environnementales connexes particulières à chaque site;
6) permettre l'uniformisation des méthodes de terrain et de laboratoire.

Une série de descripteurs de la communauté d'invertébrés benthiques doivent être calculés, présentés et utilisés comme mesures terminales aux fins de la détermination des effets signalés dans le rapport d'interprétation. Ces descripteurs sont les suivants :

> **Densité totale des invertébrés**
> **Richesse (nombre de taxons)**
> **Indice de diversité de Simpson**

Coefficient de Bray-Curtis

D'autres descripteurs des communautés susceptibles de faciliter l'interprétation des résultats peuvent être calculés et présentés. Leur utilisation comme mesure terminale points de référence n'est cependant pas requise aux fins de la détermination des effets. Ces descripteurs sont les suivants :

Équitabilité
Densité des taxons (familles)
Abondance relative ou proportion des taxons (familles)
Présence ou absence de taxons (familles)

Si une mine utilise un autre plan d'étude (p. ex. approche fondée sur les conditions de référence, ou ACR) ou d'une méthode alternative de suivi (mésocosmes), le rapport d'interprétation devrait inclure des analyses statistiques pertinentes et scientifiquement défendables.

5.1.3 ESEE subséquentes

5.1.3.1 Suivi périodique

Les objectifs du suivi périodique sont de confirmer les résultats obtenus précédemment, de détecter des changements dans l'état de l'environnement aquatique récepteur et d'obtenir des données sur une période plus longue (c.-à-d. tendances dans le temps).

La détermination de la fréquence à laquelle il convient d'exercer ce suivi dépend des résultats des suivis précédents. L'arbre de décision présenté à la section 5.19 vise à faciliter la détermination de la fréquence à laquelle ce suivi devrait être effectué.

Le plan d'étude pour le suivi périodique devrait comporter :

1) les mêmes éléments des plans d'étude et d'échantillonnage que ceux de la première ESEE (suivi initial ou données de suivi historiques);
2) une analyse des résultats des suivis précédents visant à améliorer le plan de l'étude (le cas échéant);
3) une des trois fréquences d'échantillonnage suivantes :
   - suivi de confirmation – une étude au cours de la saison appropriée suivante (mais au cours des 24 mois suivants);
   - suivi de surveillance - une étude au cours des 36 mois suivants.
   - suivi minimal - une étude au cours des 72 mois suivants.

5.1.3.2 Suivi ciblé

Le suivi ciblé a pour objectif de déterminer l'ampleur et la portée géographique des effets de l'effluent minier sur la communauté d'invertébrés benthiques. Ce suivi se déroulera au cours de la saison d'échantillonnage appropriée suivante. Le rapport d'interprétation est soumis à l'agent d'autorisation dans les 24 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent.

Le plan d'étude pour le suivi ciblé devrait inclure :

1) les mêmes éléments des plans d'étude et d'échantillonnage que ceux du suivi précédent, mais une couverture géographique plus grande;
2) une évaluation de la pertinence de conserver les zones de référence échantillonnées antérieurement, compte tenu de l'augmentation de la couverture géographique étudiée aux fins du suivi ciblé. Cette étude peut comporter des types d'habitat et de substrat additionnels (p. ex. cours d'eau d'un ordre supérieur ou lacs, ou zones marines/estuariennes allant d'intertidales à subtidales). Si ces nouveaux habitats n'étaient pas représentés dans la ou les zones de référence utilisées dans le cadre du suivi précédent, il convient de réévaluer la pertinence de ces zones de référence;
3) l'échantillonnage d'habitats additionnels présentant un intérêt écologique, d'une saison ou d'une étape de développement précise des invertébrés benthiques, si cela paraît souhaitable pour l'évaluation de l'ampleur de l'effet détecté;
4) l'utilisation d'autres indicateurs biologiques comme outils d'évaluation de l'ampleur de l'effet, si l'utilisation de tels indicateurs paraît appropriée et utile. Parmi les indicateurs susceptibles d'être utilisés à cette fin, mentionnons la biomasse et la composition taxinomique des communautés périphytoniques, phytoplanctoniques ou zooplanctoniques, l'échantillonnage des invertébrés à d'autres stades de développement, l'identification plus fine des invertébrés, la biomasse des invertébrés, la production secondaire, les habitats vulnérables additionnels ou autres saisons, les tests de toxicité des sédiments et de l'eau.

5.1.3.3 Recherche des causes

La recherche des causes vise à cerner l'origine d'un effet engendré par l'exploitation minière dont les causes n'ont pas été élucidées par les suivis antérieurs.

Des mesures correctrices peuvent être envisagées, mais leur application déborde le cadre du programme d'ESEE. Environnement Canada, en collaboration avec Pêches et Océans Canada, a élaboré un document intitulé Guide pour la détermination des mesures à prendre après la détection d'effets dans le cadre de l'étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) (Environnement Canada, 2001). Ce document vise les organismes de réglementation, les établissements et les intervenants chargés de mener des ESEE et décrit les mesures à prendre lorsque des effets ont été mis en évidence par

une étude de ESEE. Il expose les facteurs qui doivent orienter le choix des mesures à prendre et explique les rôles et responsabilités du gouvernement, de l'industrie et des partenaires dans ce processus.

La recherche des causes débute au cours de la saison d'échantillonnage appropriée suivante. Le rapport d'interprétation est soumis à l'agent d'autorisation dans les 24 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent.

Le plan d'étude pour la recherche des causes devrait comprendre :

- une description des études sur le terrain et en laboratoire planifiées pour déterminer les causes de l'effet observé.

Une liste des outils de suivi pouvant être utilisés pour la recherche des causes est fournie à la section 5.23. Les outils sélectionnés devraient être facilement accessibles et efficaces par rapport au coût et reconnus comme tels dans la littérature spécialisée, et ils devraient satisfaire aux exigences du programme d'ESEE.ESEE

Une fois que la cause est établir, le suivi périodique sera effectué tous les 36 mois en vue de déterminer que les effets ne changent pas.

5.1.4 Étude de la communauté d'invertébrés benthiques en milieu marin ou estuarien

Les principaux effets de l'exploitation minière en milieu marin ou estuarien résultent principalement de la formation d'eaux d'exhaure de roches acides, du rejet des substances chimiques utilisées pour le traitement et de résidus miniers à la surface ou sous l'eau, de l'altération des habitats (Kline, 1994) et de la remise en suspension de matières particulaires provoquant le colmatage des habitats et l'étouffement des populations d'organismes sessiles (Ellis et Hoover, 1990, Ellis *et al.* 1994). Bien qu'il soit établi que de fortes concentrations de métaux lessivés peuvent affecter le benthos subtidal (p. ex. mine Black Angel, Groenland – Ellis *et al.*, 1994), les effets tampon et sédimentaire de l'eau de mer et des sulfures des sédiments produits par les bactéries réductrices de sulfures (Perry, 1995) contribuent normalement à réduire la disponibilité des métaux solubles pour les organismes benthiques marins vivant en profondeur. Des corrélations ont été observées dans certains sites miniers entre les concentrations de métaux particulaires dans les sédiments et la richesse spécifique de l'endofaune (Rygg, 1985; Burd et Ellis, 1995). Les eaux d'exhaure de roches acides peuvent toutefois poser des problèmes dans les zones intertidales (Kline, 1994) à proximité des mines lorsque des solides ou des stériles sont remis en suspension à la surface, ainsi que dans les zones estuariennes de faible salinité lorsque le rejet des résidus miniers s'effectue dans des systèmes fluviaux qui se jettent dans la mer. Les jeunes stades larvaires d'organismes benthiques fraîchement fixés sont particulièrement sensibles aux effets toxiques des métaux (Kline, 1994). Kline (1994) a passé en revue la littérature consacrée à la

recherche sur les effets toxiques pour les organismes benthiques marins des substances chimiques utilisées pour le traitement des résidus métalliques et miniers, mais il a également noté que la toxicité synergique ou interactive de tels facteurs demeure largement méconnue. Kline (*op. cit.*) mentionne également que la tolérance aux métaux des organismes benthiques est inférieure à celle des poissons. Enfin, les effets de l'altération des habitats sur les communautés benthiques dans les zones de rejet de résidus miniers n'ont pas encore été étudiés en détail et sont considérés comme imprévisibles (Hesse et Reim, 1993).

La plupart des données historiques sur les effets des rejets des mines de métaux en milieu marin proviennent d'anciennes mines aujourd'hui fermées qui étaient situées dans des régions tempérées et subarctiques de la côte ouest de la Colombie-Britannique et de l'Alaska. Le lecteur trouvera une bonne synthèse de ces effets environnementaux et des activités de suivi menées à bien par ces mines dans Baer *et al.* (1992) et Kline (1994). Des études de cas ont été présentées par Poling et Ellis (1993) et Ellis *et al.* (1994). Les mines canadiennes qui rejettent actuellement des résidus en milieu marin sont situées dans l'Arctique. Font partie de ce groupe les mines Polaris et Nanasivik, dans la partie est du cercle arctique.

La plupart des renseignements fournis dans ce chapitre s'appliquent aux mines situées en région tempérée ou subarctique. Toutefois, l'étude des effets de l'exploitation minière sur le benthos dans l'Arctique soulève des difficultés particulières qui doivent être pris en compte. Ces particularités sont dues aux conditions environnementales inhabituelles et de nature très saisonnière qui règnent à cette latitude. Parmi les principaux facteurs dont il convient de tenir compte dans la planification des études des communautés d'invertébrés benthiques, mentionnons le gel, l'érosion par la glace, la période de l'année durant laquelle le nombre d'heures de luminosité est faible, les basses températures et les gradients de salinité inhabituels. Les spécialistes sont également d'avis que la recolonisation des espèces benthiques commerciales est considérablement plus lente dans les zones arctiques que dans les zones tempérées (Ellis *et al.*, 1994; Poling *et al.*, 1993).

Les experts du sous-groupe sur les invertébrés benthiques du programme d'ESEE qui ont participé à l'élaboration du présent chapitre ont mis leur expérience en commun pour fournir des conseils sur la façon de planifier et de mener à bien une étude des communautés d'invertébrés benthiques en eau douce. Les recommandations particulières s'appliquant à la conduite d'un suivi en milieu marin et estuarien ont été formulées subséquemment et sont insérées dans des ENCADRÉS. Cette façon de procéder permet de faire ressortir les différences qui existent entre les approches qui s'appliquent au milieu marin et celles qui conviennent davantage aux environnements dulcicoles.

Il est établi que plusieurs difficultés particulières posées par le suivi en milieu marin nécessiteront plus d'attention. Le mode de présentation adopté dans ce chapitre facilitera la mise à jour des conseils techniques convenant à ces situations à mesure que de nouvelles informations techniques deviendront disponibles et auront été évaluées.

5.2 Considérations applicables au plan d'étude pour les programmes de suivi sur le terrain

5.2.1 Examen et synthèse des données historiques

À l'étape de la caractérisation du site (chapitre 3), il convient de rassembler toutes les données concernant la communauté d'invertébrés benthiques qui ont été amassées avant le début du programme d'ESEE et qui sont susceptibles de faciliter l'évaluation du site miner à l'étude. Dans cette optique, pourront être considérées comme pertinentes toutes les données qui permettront de déterminer si l'effluent de la mine a un effet sur la communautés d'invertébrés benthiques. Les données historiques peuvent prendre la forme de bases de données à long terme sur la mine à l'étude ou de données sur les invertébrés benthiques de l'écorégion tirées de la littérature spécialisée, de rapports gouvernementaux et de rapports préparés par d'autres mines ou industries (chapitre 3). Toutes les données historiques sur la composante des invertébrés benthiques du programme d'ESEE sont jugées acceptables si les collections d'où proviennent ces données précisent les mesures d'AQ et de CQ qui ont été prises pour garantir la validité des données. Les données devraient donc satisfaire aux exigences du programme d'ESEE s'appliquant aux évaluations de sites particuliers. Il importe également que les conditions dans lesquelles s'effectue l'exploitation minière (charges de substances nocives) ainsi que les conditions environnementales (emplacement des digues, ponts, points de rejet) ne soient pas trop différentes de celles qui prévalaient au moment de la collecte des données.

Aux fins de la synthèse des données, il convient de fournir les informations suivantes pour toutes les données d'échantillonnage historiques sur les invertébrés benthiques qui ont été recueillies dans les zones exposées et(ou) de référence :

Informations concernant le programme et les méthodes d'échantillonnage :

- description géographique de la(des) zone(s) et station(s);
- nombre de stations;
- nombre de sous-échantillons prélevés sur le terrain;
- type et dimension du(des) dispositif(s) d'échantillonnage utilisé(s);
- dimensions des mailles du dispositif d'échantillonnage et méthode de réduction des échantillons utilisée ou types de tamis utilisés à cette fin en laboratoire;
- date de l'échantillonnage ou des échantillonnages;
- type(s) d'habitat;
- variables environnementales connexes mesurées;
- méthodes de tri utilisées en laboratoire (sous-échantillonnage [le cas échéant], niveau de résolution taxinomique);
- méthodes d'AQ/CQ.

Descripteurs de la communauté d'invertébrés benthiques :

- Densité totale des invertébrés;
- Richesse ou nombre de taxons (familles)
- Indice de diversité de Simpson
- Coefficient de Bray-Curtis
- Équitabilité
- Densité des taxons (familles)
- Abondance relative ou proportion des taxons (familles)
- Présence ou absence de taxons (familles)

Dans la mesure du possible, les données sur les invertébrés benthiques devraient être synthétisées et structurées conformément à la terminologie recommandée dans le cadre du programme d'ESEE (section 5.5) pour désigner les lieux d'échantillonnage sur le terrain (zone, station et sous-échantillon de terrain). Le lecteur trouvera à la section 5.18 de plus amples informations sur le calcul des descripteurs de la communauté d'invertébrés benthiques et des conseils concernant la synthèse des résultats des activités de suivi. Ces descripteurs peuvent être utilisés directement durant les exercices de conception de l'étude (section 5.11) pour les diverses étapes du programme d'ESEE ou, si la quantité de données disponibles le permet, intégrées dans l'arbre de décision sous-tendant l'évaluation des informations existantes (figure 5.1) ou l'évaluation des données (figure 5.10).

Évaluation de la qualité et de la quantité des données

Au moment d'évaluer la qualité et la quantité des données historiques pour le programme d'ESEE, il convient de répondre aux questions suivantes en examinant la figure 5.10 :

- Peut-on utiliser les données pour calculer les descripteurs statistiques et paramètres énumérés ci-dessus pour des zones exposées et de référence appropriées?
- Dispose-t-on de suffisamment de données pour analyser statistiquement les données en vue de répondre à la question " *Y a-t-il un effet?* " pour les données statistiques et les descripteurs requis?
- Si les analyses statistiques indiquent qu'*il n'y a pas d'effet*, la puissance est-elle $\geq 0{,}90$?

Si l'examen des données historiques révèle qu'*il n'y a pas d'effet* sur les communautés d'invertébrés benthiques, la mine est encouragée à réaliser des analyses statistiques et à démontrer leur puissance avant d'entreprendre le suivi périodique (voir les instructions additionnelles fournies à la section 5.19). Toutefois, si l'effluent a un effet dans l'environnement récepteur et si la mine ne dispose pas des données nécessaires pour mener à bien les analyses statistiques permettant d'en confirmer l'existence, celle-ci peut proposer de passer directement à une étape ultérieure du programme d'ESEE (suivi de confirmation – suivi périodique ou ciblé ou recherche des causes).

5.3 Considération des conditions propres au site dans la conception de l'étude

L'arbre de décision représentant l'ensemble du programme d'ESEE (chapitre 1, figure 1.1) est utilisé comme référence générale indiquant les liens entre les étapes du programme. Une description détaillée de cet arbre de décision et des objectifs généraux du programme est fournie au chapitre 1. Un autre arbre de décision destiné à orienter l'examen et l'évaluation des données existantes et historiques est proposé pour le programme des invertébrés benthiques (figure 5.1). Cet arbre pose une série de questions relatives aux particularités de chaque site qui sont susceptibles d'influencer le choix du plan d'étude. Il incite également les planificateurs de l'étude à approfondir les informations contenues dans les tableaux et les sections fournissant des conseils généraux applicables à la conception d'études et aux situations où des facteurs confondants pourraient être présents (tableaux 5.1 et 5.2).

Cet arbre de décision devrait être utilisé au début de tous les exercices de conception de l'étude pour les étapes de suivi **initial** ou **périodique** de la composante invertébrés benthiques du programme d'ESEE (il s'applique aux nouveaux relevés et aux relevés subséquents). En outre, la série de questions qu'il renferme (ou tout sous-ensemble approprié de cette série) devrait également être considérée durant la planification du **suivi ciblé** ou de la **recherche des causes**, car la présence de facteurs confondants peut influer sur la conception de ces programmes.

Figure 5-1: Arbre de décision pour l'évaluation des données existantes ou historiques.

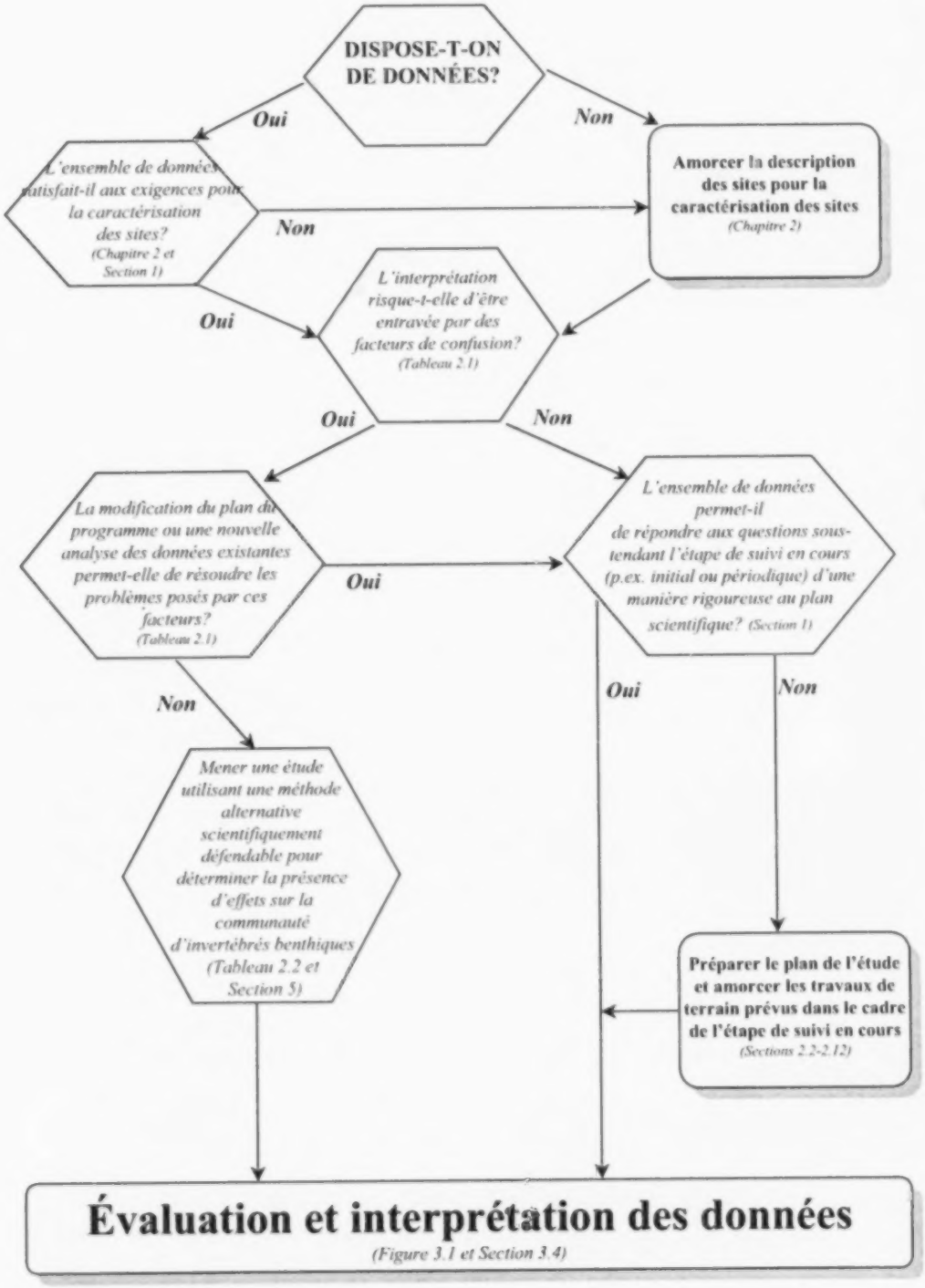

DISPOSE-T-ON DE DONNÉES?
Oui
Non
L'ensemble de données satisfait-il aux exigences pour la caractérisation des sites? (Chapitre 2 et Section 1)
Non
Amorcer la description des sites pour la caractérisation des sites (Chapitre 2)
Oui
L'interprétation risque-t-elle d'être entravée par des facteurs de confusion? (Tableau 2.1)
Oui
Non
La modification du plan du programme ou une nouvelle analyse des données existantes permet-elle de résoudre les problèmes posés par ces facteurs? (Tableau 2.1)
Oui
L'ensemble de données permet-il de répondre aux questions sous-tendant l'étape de suivi en cours (p.ex. initial ou périodique) d'une manière rigoureuse au plan scientifique? (Section 1)
Non
Oui
Non
Mener une étude utilisant une méthode alternative scientifiquement défendable pour déterminer la présence d'effets sur la communauté d'invertébrés benthiques (Tableau 2.2 et Section 5)
Préparer le plan de l'étude et amorcer les travaux de terrain prévus dans le cadre de l'étape de suivi en cours (Sections 2.2-2.12)
Évaluation et interprétation des données
(Figure 3.1 et Section 3.4)

Tableau 5-1: Facteurs confondants (pour de plus amples renseignements, voir Hauer et Lamberti (1996)).

Il convient de noter que le programme d'ESEE n'a pas pour objet de confier à une seule industrie l'entière responsabilité de déterminer les effets de rejets multiples sur la communauté d'invertébrés benthiques.

Est-il possible d'éliminer l'effet de certains facteurs confondants en modifiant le plan de l'étude?

L'interprétation des effets sur la communauté d'invertébrés benthiques peut être difficile si des facteurs confondants sont présents dans la zone à l'étude. Un examen minutieux des données historiques ou existantes (informations amassées durant la caractérisation du site) et des composantes des plans d'étude et d'échantillonnage peut souvent aider à résoudre les problèmes posés par les facteurs confondants. Ces facteurs peuvent être rangés dans l'une ou l'autre des quatre grandes catégories suivantes :

Variables environnementales : les variables environnementales peuvent brouiller l'interprétation des effets sur la communauté d'invertébrés benthiques lorsque la distinction de l'effet d'un effluent minier de ceux engendrés par le changement de certains paramètres de l'habitat naturel s'avère impossible. Pour tenter de résoudre ce problème, on peut modifier le plan de manière à mieux caractériser les conditions de référence et à inclure tous les types d'habitat. À cette fin, on peut choisir des zones de référence dans des bassins hydrographiques adjacents ou plus éloignés ou étendre l'échantillonnage à des zones de référence additionnelles (en délaissant l'approche contrôle-impact simple pour un plan plus approprié – voir les figures 5.3-5.9 et le tableau 5.3). Parmi les facteurs confondants potentiels dont les effets peuvent être éliminés par l'adoption de plans d'étude et d'échantillonnage plus appropriés, mentionnons les gradients de profondeur, la granulométrie du substrat, la dilution rapide de l'effluent, les événements interannuels ou rares et les fluctuations saisonnières ou à long terme de paramètres physiques comme la température ou les régimes d'écoulement.

Rejets multiples ou effets historiques : l'interprétation des résultats peut également se révéler difficile lorsque les zones exposées à divers degrés à l'effluent minier mis en cause présentent également des niveaux d'exposition différents à d'autres effluents ou à d'autres facteurs de stress ou encore lorsque les habitats ont été perturbés dans le passé par la construction d'ouvrages tels que des digues ou des bassins de retenue. Lorsque la chose est possible, la modification de l'emplacement des stations d'échantillonnage permet souvent de remédier au problème. Dans les zones sédimentaires, la collecte de carottes de sédiments peut également aider à résoudre les problèmes posés par les facteurs confondants résultant de tendances historiques (pour de plus amples renseignements sur la question, voir la section 5.23.5).

Moment de l'échantillonnage : la période de l'année ou l'année durant laquelle l'échantillonnage est réalisé peut compliquer l'interprétation des effets de l'effluent sur la

communauté d'invertébrés benthiques. Une bonne connaissance de la phénologie du développement des diverses espèces d'invertébrés formant la communauté benthique (relation entre le climat et les caractéristiques du cycle vital des invertébrés) et un examen minutieux des données recueillies au cours des années antérieures dans les zones de référence permet normalement de mieux cerner ces difficultés d'interprétation.

Méthodes d'échantillonnage : si des méthodes d'échantillonnage standards (types de dispositif d'échantillonnage, dimensions des mailles ou identification réalisée selon des niveaux de résolution taxonomique différents) n'ont pas été utilisées de manière cohérente dans le cadre d'une étude ou de plusieurs études consécutives, il se peut que les effets de l'effluent sur les communautés d'invertébrés benthiques n'apparaissent pas clairement. Ce problème peut se présenter lorsqu'on utilise des données historiques amassées dans un site minier particulier dans le cadre d'études comportant des objectifs différents de ceux du programme d'ESEE. On peut parfois remédier au problème en procédant à un examen plus approfondi des données ou, lorsque la chose est possible, en utilisant un niveau de résolution taxonomique comparable en ramenant toutes les identifications à un dénominateur commun. Toutefois, dans bien des cas, il faut revoir complètement le plan d'étude afin de permettre une utilisation cohérente des méthodes d'échantillonnage standards. Enfin, si des conditions environnementales ou divers aspects logistiques ne permettent pas de mener à bien l'échantillonnage correctement et en toute sécurité, l'utilisation d'autres méthodes peut être envisagée.

Tableau 5-2: Méthodes alternatives de suivi applicables à l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques.

Y a-t-il des facteurs confondants dont l'effet ne peut être éliminé?

Lorsque la modification du plan d'échantillonnage ou la tenue d'une nouvelle analyse des données existantes ne permet pas d'éliminer l'effet de certains facteurs confondants, l'application d'autres méthodes de suivi devrait être envisagée (voir ci-dessous).

Existe-t-il des méthodes alternatives de suivi efficaces par rapport au coût?

La liste ci-dessous ne propose qu'une autre méthode de suivi et n'est donc pas exhaustive. Les mines peuvent proposer d'autres méthodes scientifiquement défendables permettant de déterminer les effets de leurs effluents sur la communauté d'invertébrés benthiques. L'applicabilité de la méthode alternatives suivante au programme d'ESEE est examinée brièvement aux sections 5.6 et 5.23. Un document d'orientation plus détaillé sur l'utilisation de cette méthode est également disponible (chapitre 12).

1) Bioessais sur le terrain prévoyant l'utilisation de mésocosmes comme outil d'évaluation biologique.

5.4 Fréquence des suivis

La détermination de la fréquence à laquelle il convient de répéter les études des invertébrés benthiques dans le cadre du programme d'ESEE dépend des résultats des suivis réalisés antérieurement. Pour toutes les étapes, une saison d'échantillonnage est considérée comme ***appropriée*** si elle apparaît pertinente au plan écologique *et* si elle ne soulève aucune difficulté d'ordre logistique. L'évaluation de la pertinence de la saison d'échantillonnage au plan écologique devrait être fondée sur les informations fournies à la section 5.10. La faisabilité au plan logistique dépend des facteurs suivants :

1. Faisabilité de l'échantillonnage sur le terrain.
2. Sécurité du personnel de terrain;
3. Délai nécessaire pour les consultations (ce délai devrait être suffisamment long pour qu'on puisse revoir le plan de l'étude, au besoin).

Première ESEE

Aux fins du **suivi initial**, la **première** étude de suivi biologique, dont l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques et la présentation du rapport d'interprétation, doit être réalisée (au cours d'une saison appropriée) dans les trente mois suivant la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM. Le premier plan de l'étude est présenté dans les 12 mois suivant la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM.

Si une mine dispose de données **historiques** sur les poissons, les tissus de poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques, elle peut soumettre son rapport d'interprétation à l'agent d'autorisation dans les 12 mois suivant la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM. Par la suite, le premier plan de l'étude d'ESEE serait présenté dans les 24 mois suivant la date à laquelle la mine deviendrait assujettie à l'article 7 du REMM. En d'autres mots, dans le cas des mines disposant de données de suivi historiques, l'étude des communautés d'invertébrés benthiques, y compris la présentation du premier rapport d'interprétation, serait réalisée dans les 42 mois suivant la date à laquelle la mine deviendrait assujettie à l'article 7 du REMM.

ESEE subséquentes

Aux fins du **suivi périodique**, trois options de fréquence peuvent être choisies, selon les résultats des suivis précédents (figure 5.10) et les objectifs du suivi périodique en cours. Aux fins du suivi de confirmation, l'étude est réalisée au cours de la *prochaine saison appropriée* (c.-à-d. que le rapport d'interprétation est soumis dans les **24 mois** suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent, annexe 5, alinéa 22(1)*a*)). Pour le suivi de surveillance, l'étude débute pendant une saison appropriée dans les ***36 mois*** suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (annexe 5, par. 22(1)). Enfin, aux fins du suivi minimal, l'étude est entreprise durant une saison appropriée au cours des ***72 mois*** suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (annexe 5, alinéa 22(2)*b*)).

Pour le **suivi ciblé** et la **recherche des causes**, l'étude ou l'enquête se déroule au cours de la ***saison appropriée suivante***, c.-à-d. que le rapport d'interprétation doit être soumis dans les 24 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (annexe 5, alinéa 22(2)*c*).

5.5 Nomenclature standardisée et formats de présentation applicables aux lieux d'échantillonnage

5.5.1 Nomenclature standardisée

Aux fins du programme d'ESEE, il est essentiel d'adopter des définitions standardisées pour désigner les lieux d'échantillonnage, car cette façon de faire simplifie considérablement la tenue des évaluations régionales ou nationales du programme. Il convient d'adopter et d'appliquer de façon cohérente et rigoureuse la terminologie standardisée suivante applicable aux lieux d'échantillonnage dans le cadre de toutes les études des invertébrés benthiques entreprises durant le programme d'ESEE. Une représentation schématique de ces termes est présentée à la figure 5.2.

Nous définissons dans la présente section les termes **zone de référence**, **zone exposée**, **station répétée** et **sous-échantillon de terrain.** Pour les plans d'étude de base convenant aux analyses de variance (contrôle-impact, contrôle-impact multiple – voir la section 5.6), dont les objectifs consistent à relever d'éventuelles différences entre et parmi les zones, chaque zone exposée et zone de référence comportent un certain nombre de stations répétées (les répétitions pour une analyse de variance), et chaque station répétée, un certain nombre de sous-échantillons de terrain regroupés. De la même façon, les plans d'étude à gradient ou fondés sur les conditions de référence utilisent les stations répétées comme échelle spatiale de répétition, des sous-échantillons de terrain étant recueillis au besoin (voir la section 5.6 pour une description de ces approches).

Le concept de " zone " tel que décrit ci-haut ne s'applique pas directement aux plans d'études à gradient ou l'approche fondée sur les conditions de référence (ACR). Les études à gradient ou l'ACR ne comparent pas un nombre de stations similaire entre la zone exposée et la zone de référence. Par exemple, les plans d'études utilisant l'ACR comparent individuellement la (ou les) station(s) exposées à la distribution des stations de référence représentant les conditions de référence appropriées. Le choix d'études à gradient peut être dû au manque d'une zone de référence ou d'une zone exposée appropriée. Par conséquent, l'ANOVA ne s'applique pas pour cette méthode. La section 5.6, intitulée Conception du plan d'échantillonnage, présente ces plans d'études en plus grand détail.

De plus amples informations concernant le nombre requis de stations répétées et leur répartition à diverses échelles spatiales et pour divers plans d'étude sont fournis à la section 5.11.3.

Sous-échantillons de terrain

Les sous-échantillons de terrain sont des collections d'invertébrés benthiques amassées en un temps et endroit précis (p. ex. échantillon prélevé à l'aide d'une benne, d'un carottier, d'un cylindre, d'un quadrat, d'un troubleau ou d'un filet en U). La répartition des sous-échantillons à l'intérieur d'une station d'échantillonnage est importante, et leur prélèvement devrait se faire selon un plan d'échantillonnage aléatoire ou aléatoire stratifié. Aux fins des nombreuses analyses statistiques utilisées pour évaluer les effets en milieu dulcicole ou marin (section 5.6), les données de tous les sous-échantillons de terrain provenant d'une même station doivent être regroupées de manière à obtenir une seule valeur pour chaque descripteur à chaque station.

Regroupement des sous-échantillons de terrain

Le regroupement des données des sous-échantillons de terrain peut être effectué à divers moments du programme de suivi. Le moment précis où ce regroupement peut être effectué dépend de :

1) l'efficacité du traitement et de l'entreposage des échantillons de terrain (les contenants d'entreposage des échantillons de terrain ont-ils la taille requise pour recevoir des échantillons regroupés?)
2) l'efficacité du tri en laboratoire (le tri d'échantillons plus petits est-il plus efficient?)
3) la capacité de résoudre les problèmes liés à la conception de l'étude.

Les deux premiers facteurs, qui déterminent le regroupement physique des sous-échantillons, sont essentiellement de nature logistique. Leur applicabilité devrait être établie en fonction des caractéristiques propres à chaque site et des méthodes utilisées. Il convient de noter que le regroupement physique entraîne la perte des informations se rapportant à chacun des sous-échantillons. En ce qui a trait au facteur 3, s'il s'avère nécessaire d'obtenir des informations additionnelles pour résoudre certaines difficultés posées par le plan d'étude (p. ex. examen des courbes de répartition des espèces ou évaluation de la précision des sous-échantillons de terrain – voir la section 5.11.3 pour de plus amples détails), les sous-échantillons peuvent être conservés et traités individuellement. Les données non regroupées peuvent alors être utilisées pour résoudre les difficultés posées par le plan d'étude, puis regroupées électroniquement aux fins des analyses statistiques appropriées. Pour les mesures terminales, le regroupement électronique doit être fait de façon à donner des résultats équivalents à ceux du regroupement physique des sous-échantillons de terrain. Cet aspect est particulièrement important pour la mesure terminale concernant la richesse des taxons. On trouvera ci-dessous des exemples de calcul pour le regroupement des données sur la densité et la richesse des taxons.

Pour la mesure terminale de la densité, le calcul doit être effectué comme ceci :

Densité à partir des sous-échantillons de terrain regroupés = (nombre dans le sous-échantillon a + nombre dans le sous-échantillon b + nombre dans le sous-échantillon c) / superficie totale de tous les sous-échantillons de terrain.

Noter que le nombre obtenu est le même que si l'on calcule la densité à partir de chaque sous-échantillon et que l'on fait la moyenne.

Toutefois, le calcul de la richesse des taxons pour une station n'est pas équivalent à la moyenne de la richesse des taxons dans les trois sous-échantillons. La richesse des taxons d'une station doit être calculée comme suit :

Richesse de taxons de la station = tous les taxons observés à une station dans tous les sous-échantillons (et pas le nombre moyen de taxons des trois sous-échantillons).

Station répétée

Une station répétée est un endroit précis et fixe utilisé à des fins d'échantillonnage à l'intérieur d'une zone à l'étude. C'est une entité reconnaissable qui peut faire l'objet d'échantillonnages répétés et qui peut être définie quantitativement (p. ex. latitude et longitude, et description écrite). Dans chaque type d'habitat, un certain nombre de stations répétées sont visitées à des fins d'échantillonnage. Chaque visite permet la collecte d'un échantillon composite comprenant au moins trois sous-échantillons d'invertébrés benthiques. Les stations comprises dans la zone exposée doivent être exposées au panache de l'effluent. En outre, les stations répétées doivent être suffisamment éloignées les unes des autres pour être considérées comme des répétitions au sens statistique du terme.

La superficie des stations répétées varie selon qu'elles sont situées dans des lacs, des cours d'eau ou des milieux marins côtiers. Les superficies recommandées pour les lacs et les cours d'eau sont les suivantes :

Lacs : chaque station répétée devrait mesurer au moins 10 m x 10 m et se trouver à au moins 20 m de la station la plus rapprochée.

Cours d'eau : chaque station répétée devrait comprendre une section comportant un seuil et un rapide et s'étalant sur une longueur équivalente à six fois la largeur du chenal " pleins bords " (Leopold *et al.*, 1964; Newbury, 1984; Leopold, 1994). La distance entre chaque station comprise dans un habitat comparable devrait être égale à au moins trois fois la largeur du chenal " pleins bords ". Pour faire en sorte que l'échantillonnage prévu dans le cadre du programme d'ESEE s'effectue de façon cohérente, il est recommandé d'utiliser la définition de la largeur du chenal " pleins bords " proposée par Newbury et Gaboury (1993) ainsi que les méthodes recommandées à la section 5.21. S'il n'est pas possible d'échantillonner une telle longueur de cours d'eau (p. ex. pour les grands cours d'eau ou les ruisseaux d'amont

au gradient qui change rapidement), on peut envisager une approche alternative acceptable consistant à définir l'étendue géographique des stations de la façon proposée pour les lacs (c.-à-d. que la station est une entité revisitable mesurant au moins 10 m x 10 m et suffisamment éloignée des stations voisines).

Milieux côtiers marins : chaque station répétée devrait être une entité reconnaissable et revisitable (10 m x 10 m). Les stations répétées doivent être espacées les unes des autres d'au moins 50 m, cette distance variant selon la superficie de la zone. Dans certains estuaires, les stations répétées doivent s'étendre longitudinalement de manière à inclure le principal habitat à échantillonner (p. ex. distance équivalente à six fois la largeur du chenal " pleins bords "). Si cette condition ne peut être respectée, une définition similaire à celle proposée pour les zones côtières peut être adoptée.

Zone

Une **zone de référence**, telle que définie à l'annexe 5 du REMM, désigne " les eaux où vivent les poissons et où se trouvent un habitat du poisson, qui ne sont pas exposées à un effluent et qui présentent, dans la mesure du possible, les caractéristiques les plus semblables à celles de la zone exposée ". Elle n'est cependant pas obligatoirement exempte de perturbations. Elle peut en effet présenter des impacts anthropiques engendrés par d'autres sources que la mine à l'étude. De plus amples renseignements sur la sélection d'une zone de référence sont fournis à la section 5.8.

La **zone exposée**, telle que définie à l'annexe 5 du REMM, désigne " les eaux où vivent les poissons et l'habitat du poisson qui sont exposés à un effluent ". Aux fins de l'étude des communautés d'invertébrés benthiques, la zone exposée s'étend dans l'environnement récepteur depuis un point situé le plus près possible du point de rejet de l'effluent jusqu'au point où les caractéristiques de la communauté d'invertébrés benthiques se confondent à celles de la communauté vivant dans la zone de référence. La zone exposée peut englober plusieurs types d'environnements récepteurs (p. ex. divers ordres de cours d'eau, des lacs ou des marais, des milieux estuariens à marins ou intertidaux à subtidaux) et plusieurs types d'habitats.

Aux fins des suivis **initial** et **périodique**, la portion de la zone exposée qui devrait être étudiée et échantillonnée dans le cadre de l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques est appelée ***zone fortement exposée***. Cette zone correspond à l'environnement aquatique récepteur qui est situé le plus près du point de rejet de l'effluent. Elle devrait comporter des types d'habitats appropriés et être suffisamment grande pour contenir le nombre nécessaire de stations répétées.

Aux fins du suivi **ciblé**, la zone exposée doit s'étendre le long d'un gradient d'exposition à l'effluent de manière à permettre l'inclusion de zones additionnelles moins exposées à l'effluent. Cette zone s'étend jusqu'au point où les conditions redeviennent comparables à celles observées dans la zone de référence.

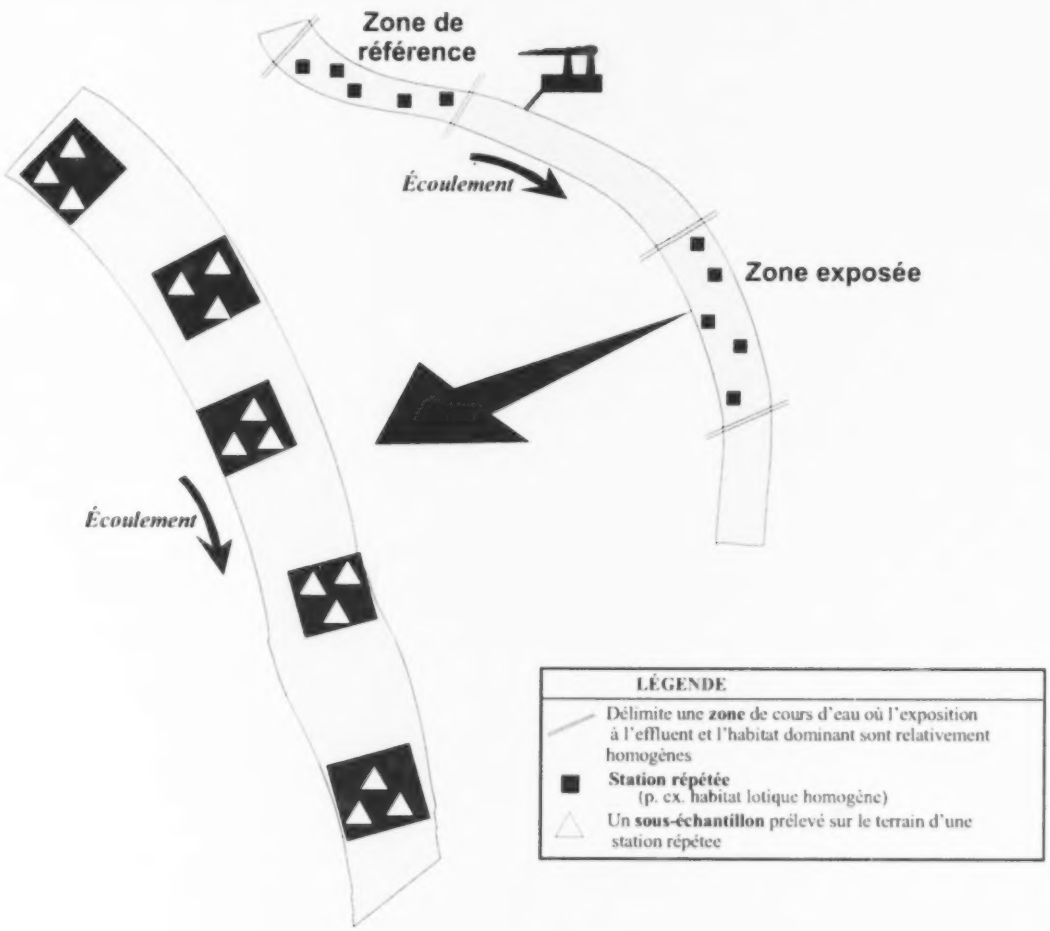
La superficie recommandée pour une zone d'étude diffère selon que celle-ci est située dans un lac, un cours d'eau et un estuaire. Les superficies recommandées pour les lacs et les cours d'eau sont les suivantes :

Lacs : la zone d'étude devrait mesurer au moins 100 m x 100 m et être suffisamment grande pour contenir le nombre nécessaire de stations répétées suffisamment éloignées les unes des autres.

Cours d'eau : la superficie de la zone d'étude dépend de la morphologie du cours d'eau. Cette zone devrait correspondre à un tronçon de cours d'eau suffisamment grand pour contenir le nombre nécessaire de stations répétées suffisamment éloignées les unes des autres. La longueur totale du cours d'eau contenant la zone est donc équivalente au produit du nombre de stations répétées par six fois la largeur du chenal " pleins bords ". Cette longueur de tronçon devrait permettre normalement de contenir une séquence d'un seuil et un rapide (Newbury, 1984).

Estuaires : pour les estuaires relativement homogènes et de faible salinité, les exigences régissant la délimitation de la zone sont les mêmes que pour les cours d'eau. Pour les régions marines longues et étroites se prêtant à un plan de type contrôle-impact, comme certaines baies et les fjords, la zone devrait être suffisamment grande (au moins 100 x 100 m) pour inclure l'habitat homogène à échantillonner, le nombre nécessaire de stations répétées (suffisamment éloignées les unes des autres) et la gamme d'exposition recherchée.

Figure 5-2: Exemples d'échelles spatiales d'une ZONE, **d'une** STATION RÉPÉTÉE **et d'un** SOUS-ÉCHANTILLON DE TERRAIN **applicables à un plan d'étude de type contrôle-impact.**


Zone de référence
Écoulement
Zone exposée
Écoulement
LÉGENDE
Délimite une **zone** de cours d'eau où l'exposition à l'effluent et l'habitat dominant sont relativement homogènes
Station répétée (p. ex. habitat lotique homogène)
Un **sous-échantillon** prélevé sur le terrain d'une station répétee

5.5.2 Indication de l'emplacement des stations d'échantillonnage

L'emplacement des stations d'échantillonnage à l'intérieur des zones de référence et des zones exposées devrait être indiqué à l'aide des coordonnées de latitude et de longitude (en degrés, minutes et secondes) et d'une description écrite. Diverses méthodes permettent d'obtenir les coordonnées de latitude et de longitude. Dans certains cas, il peut être utile d'indiquer les distances franchies sur le cours d'eau à l'étude (p. ex. en kilomètres) en plus des coordonnées de latitude et de longitude. Bien que la précision des informations indiquant l'emplacement des stations puisse varier d'un site à l'autre, il est recommandé de se conformer aux instructions suivantes pour déterminer et indiquer l'emplacement des stations d'échantillonnage :

- exprimer les coordonnées selon les transversales universelles de Mercator (coordonnées géographiques UTM) ou les transversales modifiées de Mercator (MTM), en se fondant sur le Système géodésique nord-américain de 1983 (SGNA 1983);
- utiliser un plan local de quadrillage pour levés de terrain à champ plat seulement si ce plan est référencé à au moins trois éléments de base géographiques UTM ou MTM selon le SGNA 1983;
- référencer les relevés bathymétriques aux points de rejet des effluents situés sur les Grands Lacs quant à la profondeur sous l'élément de base du Système de référence international des Grands Lacs (SRIGL), en utilisant le niveau de référence le plus récent;
- le cas échéant, surveiller régulièrement durant toute la durée de l'étude les échelles limnimétriques fédérales ou provinciales afin d'ajuster avec précision les lectures de profondeur de l'eau en fonction des profondeurs du SRIGL.

5.6 Conception du plan d'échantillonnage

Les caractéristiques propres au site doivent être prises en compte dans la sélection d'un plan pour l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques. L'un ou l'autre des cinq plans d'étude suivants peut être choisi :

1) Contrôle-impact (C-I)
2) Contrôle-impact multiple (C-IM)
3) Gradient linéaire (GL) ou gradient radial (GR)
4) Gradients multiples (GM)
5) Approche fondée sur les conditions de référence (ACR)

Ces plans se subdivisent en trois catégories fondamentales qui relèvent chacune d'une philosophie particulière. Ces catégories sont les suivantes :

a) les plans d'échantillonnage contrôle-impact et contrôle-impact multiple satisfont aux conditions d'application des analyses de variance et permettent de détecter d'éventuelles différences entre la zone exposée et la zone de référence.
b) les plans d'échantillonnage à gradient(s) (linéaire, radial ou multiples) permettent d'examiner les changements qui surviennent dans la structure de la communauté tout au long d'un gradient physique ou d'un gradient de concentration de l'effluent. Ces plans se prêtent mieux aux analyses de régression et de covariance.
c) l'approche multivariée fondée sur les conditions de référence permet de comparer des stations potentiellement " perturbées " ou exposées à une distribution de stations de référence.

Il convient de noter que les plans des deux dernières catégories se prêtent dans certaines circonstances aux analyses de variance. D'autres méthodes de suivi (p. ex. mésocosmes) sont également recommandées (tableau 5.2 et section 5.23), mais leur utilisation devrait se justifier scientifiquement. Les caractéristiques, l'applicabilité et les limites des cinq plans d'échantillonnage susmentionnés sont brièvement passés en revue au tableau 5.3. Une analyse plus fine de ces plans est présentée ci-dessous.

Les descriptions qui suivent s'appliquent principalement à la conception des programmes de suivi initial et périodique. Des applications spéciales permettant de déterminer la portée géographique d'un effet sont présentées pour le suivi ciblé.

Plan d'étude contrôle-impact

Le plan d'étude le plus simple à utiliser pour l'ESEE est le plan contrôle-impact ou référence-exposition (Green, 1979). Dans les cours d'eau et les estuaires, ce système prévoit la sélection d'au moins une zone de référence et d'une série de zones exposées en aval. Pour les suivis initial et périodique, il devrait y avoir au moins une zone fortement exposée (figure 5.3A). Les niveaux d'exposition à l'effluent minier diffèrent entre les zones exposées et les zones de référence, mais ils doivent être comparables d'une station à l'autre dans une zone donnée. Les classes d'habitats échantillonnées devraient être uniformes d'une zone à l'autre et, exception faite du degré d'exposition, présenter le plus grand nombre de caractéristiques en commun (p. ex. substrat, vitesse du courant, propriétés de l'eau, gradients environnementaux, utilisation des terres, etc.). Ce premier plan d'étude prévoit la tenue de comparaisons par analyse de variance entre les zones et est recommandé pour les cours d'eau simples et homogènes qui ne comportent ni facteurs confondants en amont ni effluents provenant d'autres sources près du site.

La mine peut proposer des modifications à ce premier plan de base, mais elle devrait alors veiller à ce que la version modifiée qu'elle entend adopter soit scientifiquement défendable et permette d'examiner les questions de suivi appropriées. Par exemple, des modifications du plan contrôle-impact peuvent être appropriées si la présence d'un facteur de confusion ne permet pas de trouver une zone de référence en amont ou dans un bassin hydrographique adjacent, mais qu'un tel plan pourrait s'appliquer. Dans ce cas particulier, la zone de référence peut être choisie en aval du point de rejet (figure 5.3B).

Cette zone de référence devrait cependant se trouver hors de la zone fortement exposée et satisfaire aux mêmes critères applicables aux zones de référence que les autres plans.

Ce premier plan est également recommandé pour les estuaires simples et homogènes ou les baies ou bras étroits ne comportant ni facteurs confondants en amont ni effluents provenant d'autres sources près du site, ou encore lorsque les habitats présentant un intérêt écologique particulier sont répartis en îlots discrets mais homogènes (p. ex. affleurements rocheux épars).

Suivi ciblé

On peut également utiliser le plan C-I pour apprécier la portée géographique d'un effet en faisant d'abord appel à des protocoles de bioévaluation rapide (U.S.EPA, 1999 ; Ellis et MacDonald, 1998) ou à d'autres informations disponibles. Cette démarche peut être suivie d'un suivi de type C-I englobant la zone fortement exposée et des zones exposées additionnelles situées dans des endroits où l'effet détecté semble se dissiper. Ces zones additionnelles devraient être réparties de manière à encadrer le point le plus éloigné où l'on soupçonne que les effets de l'effluent demeurent perceptibles, avec les zones de référence et exposées déjà utilisées (voir la figure 5.3C). À l'aide d'une analyse de variance, on peut dès lors effectuer des comparaisons entre les zones afin de déterminer la portée géographique d'un effet à un niveau de signification donné.

Plan d'étude impact-contrôle multiple

L'utilisation d'une zone de référence unique soulève deux difficultés importantes : l'action éventuelle d'autres facteurs confondants et la pseudo-répétition liée au manque d'indépendance entre les stations (Hurlbert, 1984). Ainsi, outre la présence d'une source ponctuelle d'effluent, plusieurs variables environnementales permettent de distinguer la zone de référence unique de la zone exposée. Dans les systèmes où il est impossible de trouver une zone de référence appropriée en raison de la présence de facteurs confondants, ou dans les cas où l'on constate, après examen des données historiques, qu'il est préférable d'utiliser plus d'une zone de référence, le plan d'étude contrôle-impact multiple peut se révéler une option valable. Un schéma illustrant l'application de ce plan d'étude aux mines situées sur les rives d'un cours d'eau important ou d'un lac ou sur la côte est présenté à la figure 5.4. Le plan d'échantillonnage devrait être conçu de manière à ce que les zones de référence additionnelles soient situées dans des bassins hydrographiques adjacents ou dans des baies voisines et comportent un assemblage de classes d'habitats comparable à celui observé dans la zone exposée.

De par leur conception, les plans C-I et C-IM permettent d'étudier une différence particulière liée à l'ampleur de l'effet observé entre les zones à l'étude. Ces plans satisfont aux conditions d'application des analyses de variance et des analyses de puissance qui s'y rattachent. Ces méthodes s'appliquent avec souplesse et peuvent fournir des indicateurs permettant de déterminer si l'effluent minier a un effet biologique ou non sur la communauté d'invertébrés benthiques. Ces plans supposent au départ que l'exposition à l'effluent et les conditions de l'habitat sont homogènes dans toutes les

stations comprises à l'intérieur d'une zone d'échantillonnage, ou encore que l'exposition à l'effluent varie à l'intérieur de limites acceptables dans une zone donnée.

Plan d'étude gradient linéaire ou gradient radial

Les plans d'étude à gradient linéaire ou radial (figures 5.5 et 5.6) conviennent dans le cas où la dilution rapide de l'effluent empêche la sélection d'une zone exposée présentant des concentrations d'effluent relativement homogènes. Comme le plan C-I, les plans à gradient peuvent être utilisés lorsqu'il est impossible de trouver une zone de référence appropriée en amont du point de rejet de l'effluent ou dans une baie ou un bassin hydrograpique adjacent. Ces plans permettent également de déterminer la distance à laquelle les effets demeurent perceptibles le long du panache de l'effluent (objectif du suivi ciblé lié à la détermination de la portée géographique).

L'approche par gradient permet d'examiner les variations par rapport à un " modèle " dynamique théorique (non perturbé) de facteurs biotiques et environnementaux connexes en fonction d'un gradient spatial. Elle se prête davantage à l'analyse de régression (ou à une méthode équivalente), pour laquelle il est plus rentable de chercher à recueillir des données exactes sur les variables biotiques et l'habitat pour une gamme suffisamment grande de conditions que de consacrer des efforts équivalents à des répétitions (p. ex., cinq stations à l'intérieur d'une zone). Dans le cas le plus simple, on conclura à la présence d'un effet statistiquement significatif si la pente de la droite de régression d'une variable reflétant une réponse en fonction de la distance à partir du point de rejet de l'effluent est significativement différente de 0. Cette méthode est fondée sur l'hypothèse selon laquelle l'effet d'une source ponctuelle d'effluent s'estompe progressivement à mesure qu'on s'éloigne de cette source. Ainsi, il n'est pas toujours possible de confirmer la présence ou l'absence d'un effet dans une station donnée, et il est plus facile de mettre en évidence la présence d'un gradient d'effet s'amenuisant en fonction de la distance à partir de la source ponctuelle. Il convient alors de déterminer à quel endroit précis le long du gradient l'effet étudié n'est plus détectable ou cesse d'être important. En conséquence, avec les plans à gradient, les données de référence proviennent des stations les plus éloignées de la source de l'effluent.

Un gradient n'est pas nécessairement rectiligne, et les stations d'une zone donnée ne sont pas nécessairement équidistantes le long de ce dernier. L'intervalle entre les stations peut être plus ou moins équidistant le long du gradient à mesure qu'on s'éloigne de la source d'effluent. Comparativement au plan C-I, l'effet de dilution importe moins que la couverture spatiale de l'échantillonnage. Il n'existe souvent pas d'espaces " blancs " entre les zones d'échantillonnage distinctes, mais plutôt un continuum de stations d'échantillonnage réparties le long du gradient. Toutefois, si la dilution de l'effluent change brusquement dans l'environnement récepteur, il convient d'accroître l'effort d'échantillonnage dans cette portion particulière du gradient afin de détecter avec précision les changements soudains des effets de l'exploitation minière. Dans la mesure du possible, le gradient d'exposition devrait être dissocié de tout gradient environnemental. Par exemple, même si le niveau d'exposition diminue le long d'un transect présentant des profondeurs différentes, les deux gradients ne sont pas

nécessairement corrélés. Dans les cas où une corrélation peut être établie entre le gradient d'exposition et un gradient environnemental, il est préférable d'appliquer un plan d'étude à gradients multiples (voir la prochaine section).

L'application d'un plan à gradient linéaire est particulièrement indiquée pour les plans d'eau étroits tels que les cours d'eau. Le plan à gradient radial convient davantage aux plans d'eau plus larges comme les lacs et les zones côtières ouvertes. L'échantillonnage s'effectue en divers points s'éloignant de la source de l'effluent, le long de plusieurs transects déterminant des gradients (figure 5.6). Comme le plan d'étude C-IM, le plan d'étude à gradient radial permet d'accroître le nombre de sites de référence. Il offre en outre une meilleure couverture spatiale, ce qui est un atout dans le cas des zones lacustres ou marines ouvertes et non homogènes, où la circulation de l'eau et les courants sont souvent assujettis à des régimes complexes et où l'on peut trouver une variété de classes d'habitats ou de gradients d'importance égale.

Dans la mesure du possible, le gradient d'exposition devrait être dissocié de tout gradient environnemental. Par exemple, en présence d'un gradient d'exposition décroissant le long d'un transect présentant des profondeurs différentes, l'application d'un plan à gradient linéaire ou radial peut encore être envisagée si les gradients d'exposition et de profondeur ne sont pas corrélés et si les différences de profondeur ne sont pas importantes au point de masquer les effets de l'effluent. Autrement, il peut être nécessaire d'utiliser une approche multivariée pour éliminer l'effet de confusion engendré par les variations de profondeur.

Pour le plan à gradient radial, la comparaison des résultats des régressions pour chaque gradient (p. ex. abondance des invertébrés benthiques en fonction de la distance à partir du point de rejet) peut aider à déterminer l'orientation et l'étendue des effets. Il est également possible de soumettre les données de tous les gradients à une analyse de régression, si la comparaison s'effectue entre des facteurs biotiques et des facteurs physiques non liés aux facteurs géographiques ou environnementaux naturels. Si l'effort d'échantillonnage est suffisamment intense (p. ex. gradient radial), il peut être possible de choisir des stations répétées exemptes de facteurs confondants (habitats homogènes) en vue d'effectuer une analyse de régression entre une variable biotique en fonction d'une variable liée à l'effluent minier.

Suivi ciblé

En raison de la répartition des stations d'échantillonnage, l'utilisation d'un plan à gradient est particulièrement appropriée pour déterminer la portée géographique d'un effet. Le plan le plus simple pour le suivi ciblé consiste à répartir les stations d'échantillonnage le long d'un gradient d'exposition décroissant, en veillant à ce que les stations les plus éloignées soient situées à bonne distance de la zone d'influence de l'effluent. Il est alors possible de déterminer la portée géographique de l'effet en reportant sur un graphique les variables reflétant une réponse en fonction de la distance à partir de la mine et en examinant les données afin de trouver le point d'inflexion où les variables reflétant une réponse convergent asymptotiquement vers les conditions de

référence. On peut également inclure les données des stations ainsi disposées, avec les paramètres physiochimiques mesurés, dans une analyse multivariée (ordination ou groupement) en vue d'établir quelles stations distantes peuvent être groupées avec les stations de référence et lesquelles peuvent être associées aux stations distinctement soumises à l'effet de l'effluent. Ces deux approches (représentation graphique et analyse multivariée) visent à relever des tendances parmi l'ensemble des données en vue de déterminer de façon approximative la portée géographique de l'effet. Du fait que ces approches ne supposent pas la vérification d'hypothèses, les analyses de puissance ne s'appliquent pas (contrairement à l'application de l'approche C-I au suivi ciblé - voir ci-dessus).

Il est également possible de concevoir un plan d'étude à gradient prévoyant la vérification d'hypothèses pour examiner la portée géographique d'un effet. Il faut alors utiliser des sous-échantillons de terrain comme réplicats (ou traiter les stations comme des zones) et effectuer des comparaisons station par station à l'aide d'une analyse de variance le long d'un gradient en vue de déterminer à quel endroit l'effet s'estompe à un niveau de signification donné. Cette approche peut cependant nécessiter un effort d'échantillonnage considérable, selon le nombre de stations réparties le long du gradient et le nombre de sous-échantillons de terrain requis (par l'analyse de puissance) par station.

Plan d'étude par gradients multiples

Dans certains cas, il peut également être utile de comparer des gradients " exposés " à des gradients " de référence ", en particulier lorsqu'un gradient environnemental concomitant masque un gradient d'exposition à l'effluent dans la zone exposée. En utilisant un plan à gradients multiples (figure 5.7), il devient possible d'effectuer d'établir une comparaison statistique entre le gradient d'une zone exposée à un gradient environnemental similaire dans la ou les zones de référence. Le(s) gradient(s) de référence doi(ven)t être aussi semblable(s) que possible au gradient de la zone exposée pour ce qui est de la profondeur et de l'habitat. Une analyse de covariance permet de vérifier la présence éventuelle d'effets liés à l'effluent et d'éliminer l'influence du gradient environnemental concomitant.

Plan d'étude utilisant l'approche fondée sur les conditions de référence

Le concept de base de l'approche fondée sur les conditions de référence (ACR) (figure 5.8) consiste à établir une base de données biologiques et environnementales mesurées dans des sites présentant des conditions non perturbées (stations de référence). Cette base de données est utilisée pour élaborer des modèles de prévision associant une série de variables environnementales à des conditions biologiques. Le modèle analyse ensuite un ensemble de variables environnementales mesurées dans une nouvelle station pour prévoir les conditions biologiques attendues dans cette station (conditions biotiques régnant dans le groupe de stations de référence présentant des attributs environnementaux similaires). Une comparaison des conditions biologiques réelles régnant dans la nouvelle station avec les conditions attendues permet d'apprécier l'état de la nouvelle station.

L'application de l'ACR à l'étude d'un système perturbé réduit le besoin de trouver des stations de référence rapprochées comparables, démarche qui peut soulever des difficultés avec certaines autres approches plus conventionnelles. Avec l'ACR, au lieu d'avoir à trouver et à échantillonner des stations de référence situées en amont (système fluvial) ou dans une baie voisine (lac), on n'a qu'à utiliser un ensemble de stations de référence biologiquement comparables choisies parmi une base de données existantes pour évaluer une station exposée. Dans la mesure où elle est mise à jour régulièrement, cette base de données peut être utilisée dans le cadre de plusieurs étapes d'ESEE.

La base de données sur les conditions de référence est établie au moyen d'un programme d'échantillonnage standardisé mis en œuvre à des échelles géographiques très diverses. Le même protocole d'échantillonnage de la communauté d'invertébrés benthiques est utilisé dans le plus grand nombre d'écorégions et d'ordres de cours d'eau ou de lacs possible à l'échelle d'un bassin hydrographique. Un certain nombre de variables environnementales sont mesurées durant l'échantillonnage des invertébrés. Les données recueillies sont soumises à une analyse multivariée à trois étapes dans le cadre de laquelle :

1) un certain nombre de groupes d'invertébrés sont discernés d'après la similarité de la structure des communautés auxquelles ils appartiennent;
2) des données biologiques sont mises en corrélation avec des variables environnementales, et un ensemble optimal de variables environnementales permettant de prédire la répartition dans les divers groupes est établi;
3) l'ensemble optimal de variables environnementales est utilisé pour évaluer l'état biologique des stations exposées. La qualité de l'ajustement de la station exposée au groupe dans lequel elle a été assignée par le modèle détermine si elle diffère du groupe de référence et, le cas échéant, l'ampleur de l'écart qui la sépare de cette dernière. L'évaluation peut se faire en utilisant les variables décrivant la communauté, ou en déterminant si le site tombe à l'intérieur de la gamme de variation observée aux sites de référence (2 écarts-types), ou encore en utilisant la méthode d'ordination pour déterminer si le site de référence tombe à l'intérieur de l'ellipse de probabilité des sites de références jumelés de 95%.

Selon le moment et l'endroit où se déroule l'échantillonnage, on pourra également utiliser la base de données ainsi constituée pour effectuer des comparaisons par analyse de variance entre les zones de référence et les zones exposées.

Une fois la base de données constituée, l'ACR peut être utilisée comme méthode d'évaluation biologique rapide et pour examiner des préoccupations d'envergure nationale et locale à l'aide de la même base de données et du même logiciel. En raison de l'ampleur de l'effort d'échantillonnage requis au départ, l'application de cette approche à une seule mine située dans une région éloignée est impossible, à moins qu'une base de données de référence existe déjà; toutefois, son application peut être envisagée dans les régions comportant plusieurs industries (dont des secteurs industriels faisant l'objet d'une ESEE). Dans ces conditions, il peut être utile et rentable pour plusieurs usagers de collaborer à la constitution de la base de données de référence.

5.7 Méthodes alternatives de suivi

Dans les cas où des facteurs confondants existent et que ceux-ci ne peuvent être éliminés par la modification du plan d'étude, la mine peut opter pour une méthode alternative de suivi, à condition qu'elle soit scientifiquement défendable (tableau 5.2). Toutefois, à l'heure actuelle, la seule autre méthode recommandée pour le volet des invertébrés benthiques est l'application de mésocosmes correspondant à de bioessais menés sur le terrain à l'échelle des communautés. La mine peut toutefois proposer d'autres méthodes de suivi scientifiquement défendables permettant de déterminer si l'effluent à un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques.

L'utilisation des mésocosmes permet de manipuler les populations et les communautés d'organismes aquatiques en présence de conditions contrôlées d'exposition à l'effluent, avec un nombre suffisant de répétitions et un contrôle précis de variables choisies en présence de conditions environnementales pertinentes (température, qualité de l'eau, photopériode). Les études bien conçues faisant appel aux mésocosmes permettent d'examiner l'effet d'un effluent minier indépendamment des facteurs confondants présents dans le site minier à l'étude. Les mésocosmes présentent des échelles de conception différentes (Shriner et Gregory, 1984; Kosinski, 1989; Beyers et Odum, 1993; Cooper et Barmuta (1993); Guckert, 1993; Graney *et al.* (1994); Pontasch, 1995; Culp *et al.*, 1996). Culp *et al.* (1996, 2000), Lowell *et al.* (1995) et Dube *et al.* (1998) ont récemment eu recours à des mésocosmes pour évaluer des effets dans des environnements récepteurs dulcicoles et marins au Canada. Les mésocosmes peuvent également être utilisés à profit comme outil pour la recherche des causes (section 5.23.1). Un guide décrivant en détail l'applicabilité et l'utilisation des mésocosmes dans le cadre de programmes d'ESEE est en cours d'élaboration (chapitre 12, section 12.1).

Tableau 5-3: Plans d'études recommandés pour l'échantillonnage de la communauté d'invertébrés benthiques.

Note : on peut soumettre les données recueillies conformément à l'un ou l'autre des plans suivants à des analyses multivariées (ne prévoyant la vérification d'hypothèses) en vue de faire ressortir d'éventuelles tendances utiles pour le repérage des zones potentiellement préoccupantes.

Type de plan	Milieu récepteur	Zones de référence/ " témoins "	Zones exposées	Méthode statistique
Contrôle-impact (C-I) *Figure 5.3*	Cours d'eau ou lacs homogènes ou estuaires de faible salinité.	Une seule zone de référence en amont du point de rejet de l'effluent minier.	Zone fortement exposée pour le suivi initial (des zones exposées sont ajoutées pour le suivi ciblé).	Analyse de variance
Contrôle-impact multiple C-IM) *Figures 5.4A, B et C*	Cours d'eau ou lacs à rives homogènes, estuaires et zones côtières homogènes.	Zones de référence multiples dans un même bassin hydrologique ou une même baie, ou dans des bassins ou baies adjacents présentant des caractéristiques environnementales comparables.	Zone fortement exposée pour le suivi initial (des zones exposées sont ajoutées pour le suivi ciblé).	Analyse de variance
Gradient linéaire (GL) *Figures 5.5A et B*	Cours d'eau ou lacs présentant des contraintes géographiques, estuaires étroits, non homogènes ou baies, bras ou fjords marins présentant des contraintes géographiques.	Série de stations de référence non exposées ou faiblement exposées à l'effluent et situées vers la fin d'un gradient décroissant d'exposition à l'effluent minier.	Gradient unique décroissant de la concentration de l'effluent dans les eaux réceptrices.	Régression/ Analyse de covariance
Gradient radial (GR) *Figure 5.6*	Lacs, baies marines ouvertes non homogènes et zones côtières.	Comme ci-dessus, mais stations réparties à l'extrémité de plusieurs gradients radiaux.	Comme ci-dessus, mais répétées de façon radiale.	Comme ci-dessus.
Gradients multiples (GM) *Figures 5.7A et B*	Lacs ou cours d'eau, baies marines ouvertes non homogènes ou zones côtières.	Série de stations de référence non exposées à l'effluent, réparties le long d'un transect déterminant un gradient environnemental comparable à celui observé dans la zone exposée.	Gradient traversant des concentrations de plus en plus faibles d'effluent et gradient environnemental concomitant dans l'environnement récepteur.	Analyse de covariance, les transects de référence et exposés considérés comme groupes de traitement.
Approche fondée sur les conditions de référence (ACR) *Figure 5.8*	Cours d'eau ou lacs, en particulier pour les projets conjoints d'études ou lorsqu'une base de données sur les conditions de référence existe.	Série multiple de stations de référence non exposées ou faiblement exposées à l'effluent comprises dans des bassins hydrographiques similaires dans la même écorégion.	Série de stations comprises dans la même zone exposée comparées individuellement à distribution des stations de référence.	Analyse multivariée/ analyse de variance (si possible)

Figure 5-3a: Plan contrôle-impact pour les cours d'eau simples ou les habitats estuariens homogènes

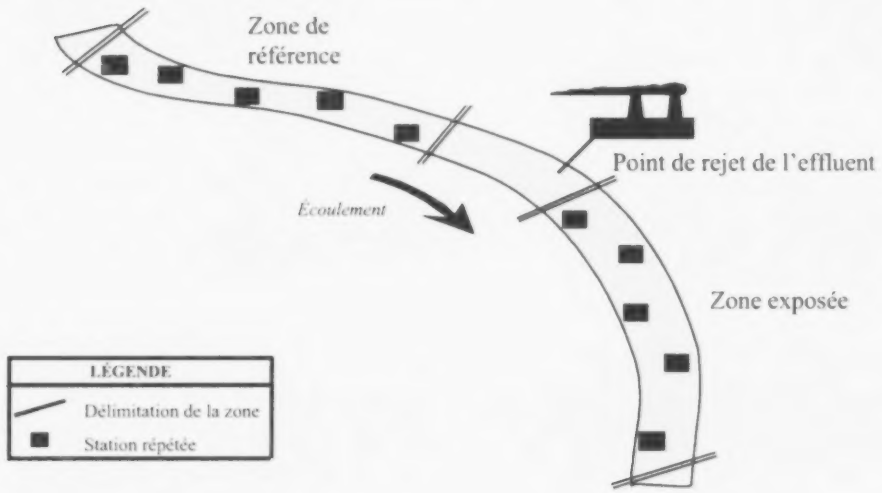


Figure 5.3b: Plan contrôle-impact modifié avec une zone de référence en aval, pour les cours d'eau ou les estuaires

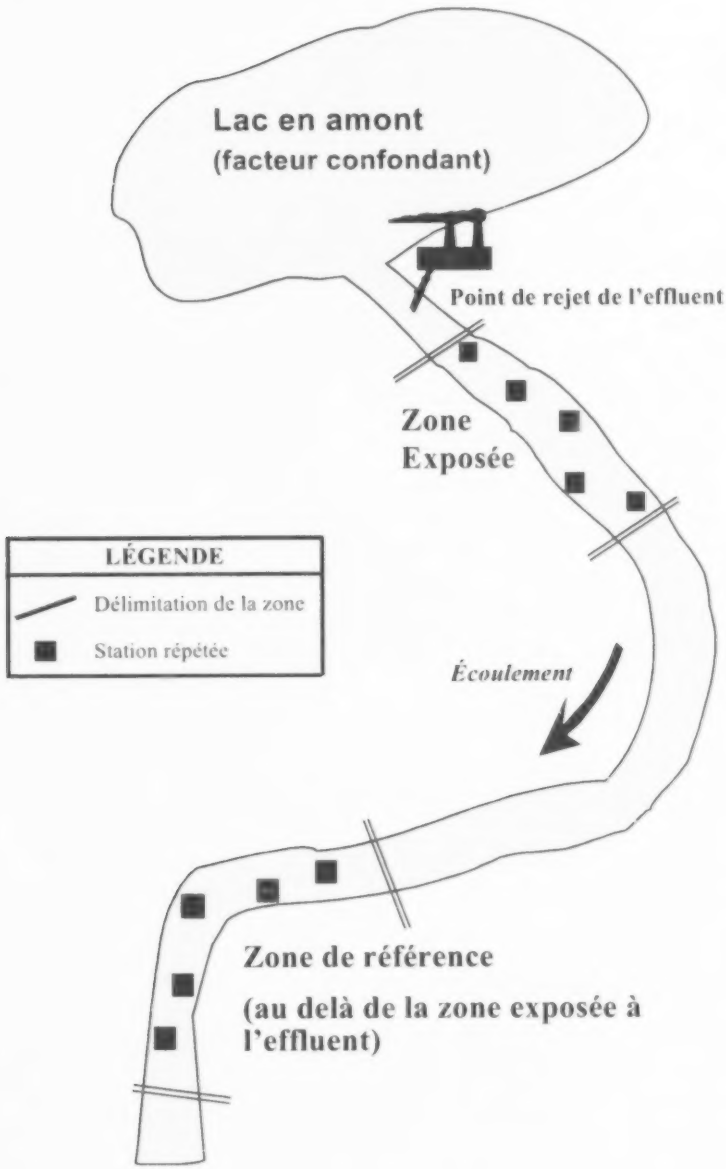


Figure 5-3c: Exemple de plan de suivi ciblé. (en cours de révision)

Figure 5-4a et b: Plan contrôle-impact multiple pour les cours d'eau avec deux zones de référence ou les cours d'eau avec des stations de référence multiples dans des bassins hydrographiques adjacents

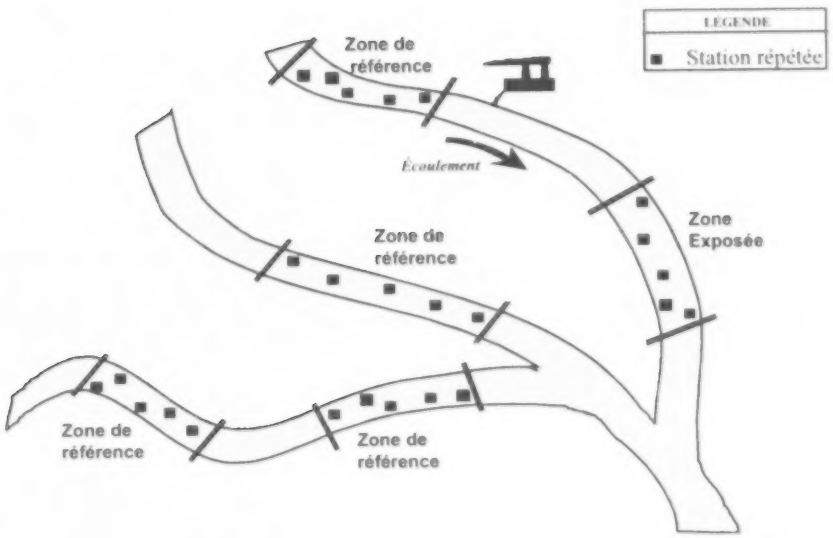


Figure 5-4c: Plan contrôle-impact multiple

C : Lacs spatialement homogènes et baies et bras de mer (en cours de révision)

Figure 5-5a: Plan à gradient linéaire pour les cours d'eau et les estuaires

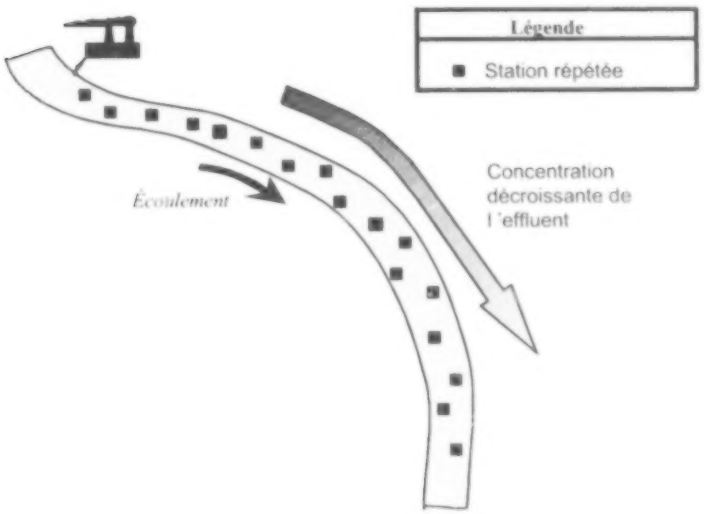


Figure 5-5b: Plan à gradient linéaire pour les mines situées sur le bord d'un lac et le long de la côte, dans une baie ou un fjord étroit.

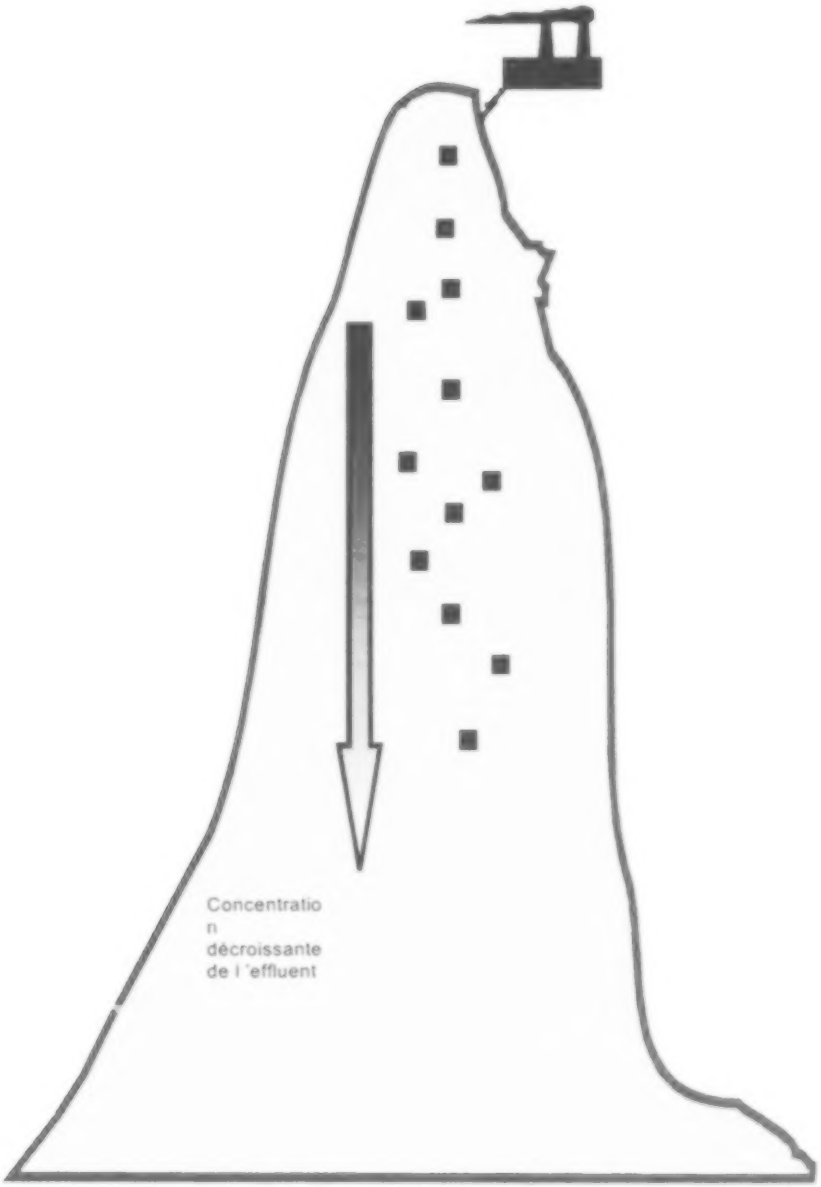


Figure 5-6: Plan à gradient radial, pour les lacs et les zone côtières.

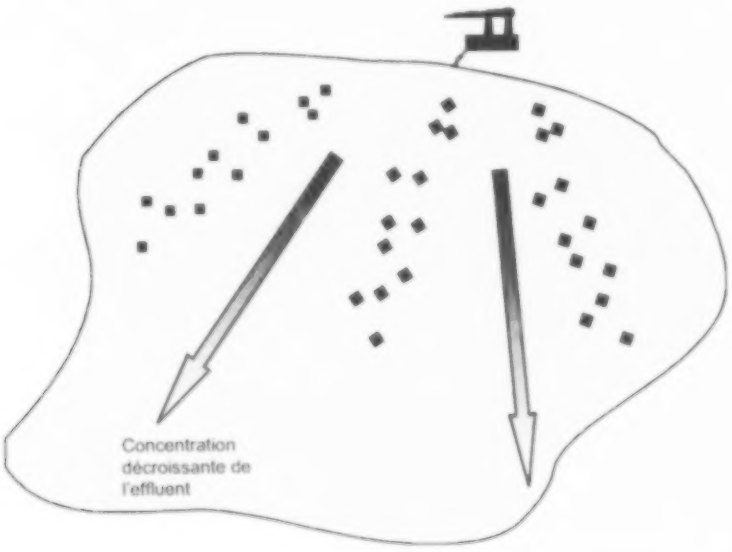
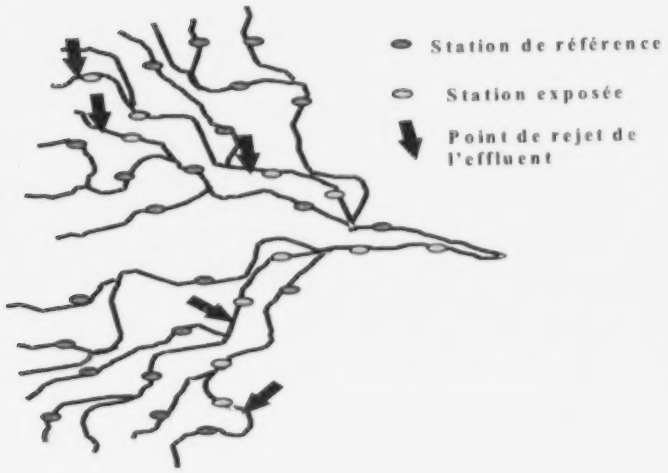


Figure 5-7a et b: Plan à gradients multiples. (en cours de révision)

A : Pour les cours d'eau.
B : Pour les mines situées sur le bord d'un lac et le long de la côte, dans une baie ou un fjord ouvert.

Figure 5-8: Approche fondée sur les conditions de référence



5.8 Sélection des zones de référence et des zones exposées

Lorsque vient le temps de choisir le plan d'étude qui convient le mieux au programme de suivi qu'on veut mettre en œuvre, il faut dès le départ trouver des zones de référence appropriées. La comparaison des données environnementales et biologiques recueillies dans les zones de référence à celles obtenues dans les zones exposées permet de déceler les impacts sur la vie aquatique (Yoder, 1991) et d'identifier les facteurs de stress (Hughes *et al.*, 1994), renseigne sur les tendances temporelles et spatiales (Yoder, 1989) et fournit aux organismes gouvernementaux des données sur les ressources en eau (OEPA, 1990). Aux fins du programme d'ESEE, il est essentiel de choisir des zones de référence appropriées. Cette démarche devrait normalement être menée à bien durant la caractérisation des sites. Toutefois, la réévaluation ou l'ajout de zones de référence demeure possible durant les autres étapes du programme. Il faut veiller non seulement à effectuer la sélection des stations selon des critères constants, mais aussi à déterminer soigneusement, en tenant compte du plan d'étude choisi, le nombre de zones ou de stations de référence qui devront être examinées.

5.8.1 Instructions générales pour la sélection des zones de référence

Une zone de référence ne devrait pas être exposée à l'effluent de la mine en cause et, sur le plan des habitats, elle devrait présenter des caractéristiques comparables à celles des zones exposées. Les zones de référence ne présentent pas nécessairement les mêmes caractéristiques qu'elles avaient avant l'arrivée des premiers colons européens. Toutefois, les impacts anthropiques non liés à l'exploitation minière doivent être similaires à ceux observés dans les zones exposées (Simon, 1991; Omernik, 1995). Omernik (1995) est parvenu à trouver des zones de référence dans des bassins hydrographiques non exposés aux eaux usées municipales et industrielles même à l'intérieur du corridor pollué Huron-Érié des Grands Lacs. Dans les Prairies, les zones de référence peu touchées peuvent être comprises dans des bassins hydrographiques qui ne reçoivent pas d'effluents de source ponctuelle mais qui sont inévitablement l'objet d'une activité agricole intense. Bien que les caractéristiques des zones de référence puissent varier d'une région à l'autre du pays, les critères utilisés pour les identifier et les délimiter devraient être constants.

Comme les zones de référence varient d'un paysage à l'autre, divers systèmes de classification schématique des écosystèmes fluviaux et lacustres ont été proposés. Un des objectifs de ces systèmes consiste à prédire les assemblages d'organismes aquatiques qui sont susceptibles d'être rencontrés à un endroit donné (Corkum, 1989, 1992; Hughes, 1995; Maxwell *et al.*, 1995; Omernik, 1995). L'utilisation d'un système de classification hiérarchique simplifie les méthodes d'échantillonnage et les stratégies de gestion, car elle permet de structurer un paysage variable en discriminant parmi les caractéristiques à diverses échelles de résolution (Conquest *et al.*, 1994). Bisson et Montgomery (1996) comparent et décrivent brièvement deux systèmes de classification des habitats aquatiques qui ont été proposés récemment. Les deux systèmes établissent une hiérarchie

des caractéristiques topographiques et fluviales et utilisent des descripteurs mesurables et pertinents au plan écologique. Le cadre recommandé pour la classification des habitats aquatiques et de leurs caractéristiques est le système mis au point par le Fish and Wildlife Service (FWS) des États-Unis (*Classification of Wetlands and Deepwater Habitats in the United States)* (Cowardin *et al.*, 1979; Busch et Sly, 1992). Une analyse plus approfondie de ces méthodes est présentée au chapitre 3.

5.8.2 Répartition des zones de référence et des zones exposées selon l'habitat

Les points suivants doivent être considérés durant la sélection des zones et(ou) des stations de référence et exposées (pour le plan à gradient ou l'ACR) aux fins du programme d'ESEE sur les invertébrés benthiques.

- Il est recommandé de choisir et de caractériser la zone exposée avant les zones de référence, car il est essentiel que ces dernières présentent les mêmes caractéristiques physiques et chimiques que la zone exposée (à l'exception des caractéristiques subissant l'influence de l'effluent).
- Il est important de choisir un système de classification approprié. Le cadre recommandé pour la classification des habitats aquatiques et de leurs caractéristiques est le système mis au point par le Fish and Wildlife Service (FWS) des États-Unis (*Classification of Wetlands and Deepwater Habitats in the United States)* (Cowardin *et al.*, 1979; Busch et Sly, 1992). D'autres systèmes ont également été proposés par Maxwell *et al.* (1995), Conquest *et al.* (1994) et Meador *et al.* (1993).
- Divers systèmes de classification détaillés des littoraux marins et des zones côtières profondes peuvent être utilisés pour vérifier si une zone de référence en milieu marin présente les caractéristiques physiques voulues (Frith *et al.*, 1993; Booth *et al.*, 1996; Robinson et Levings, 1995; Hay *et al.*, 1996; Robinson *et al.*, 1996). La classification des habitats estuariens a retenu l'attention de Matthews (1993), Scott et Jones (1995), Finlayson et van der Valk (1995) et Levings et Thom (1994). Aux États-Unis, les systèmes les plus couramment utilisés sont ceux de Cowardin *et al.* (1979) et de Cowardin et Golet (1995), avec des améliorations proposées par divers autres auteurs. D'autres sources sont citées dans Watson (rapport provisoire).

5.8.2.1 Cours d'eau

- La taille du bassin hydrographique choisi dépend de l'ordre du cours d'eau. Par exemple, si une mine est située sur les rives d'un cours d'eau de deuxième ordre, le bassin hydrographique s'arrête à l'endroit où le cours d'eau devient un cours d'eau de troisième ordre (à la jonction de deux cours d'eau de deuxième ordre).

- S'il n'existe aucune source ou facteur de confusion en amont, les zones de référence peuvent être choisies dans le même bassin hydrographique, en amont de la mine.
- Si des facteurs confondants tels que des sources diffuses ou ponctuelles ont été détectés en amont de l'effluent, la ou les zones de référence doivent être choisies dans un bassin hydrographique adjacent présentant des habitats comparables (figure 5.4).
- Si la perturbation physique de la vallée fluviale est liée à l'exploitation minière, les effets de l'effluent peuvent être difficile à distinguer de ceux de la perturbation. En conséquence, les zones de référence choisies devraient dans la mesure du possible être sous l'influence d'une perturbation physique comparable.
- La zone exposée et les zones de référence devraient être similaires pour ce qui est des caractéristiques suivantes :
  - écorégion, superficie du bassin hydrographique, ordre du cours d'eau, largeur pleins bords, gradient de pente, caractéristiques du lit, types d'habitat, profondeur de l'eau, vitesse du courant, composition du substrat, végétation des rives, structure des rives et utilisation des terres.

Lacs

- Si des études de traçage indiquent que les effets de l'effluent sont localisés et restreints, il convient de choisir la ou les zones de référence dans le lac où la mine rejette son effluent. Ces zones devraient se trouver dans des baies ou bassins séparés mais comparables.
- Si les études effectuées à l'aide de traceur révèlent que l'effluent se disperse dans tout le lac, il convient de choisir la ou les zones de référence dans le lac présentant des caractéristiques semblables le plus proche dans le même bassin hydrographique ou un bassin adjacent.
- Si d'autres sources diffuses ou ponctuelles existent ailleurs dans le lac, il convient de choisir la ou les zones de référence dans le lac présentant des caractéristiques semblables le plus proche dans le même bassin hydrographique ou un bassin adjacent.
- Si l'effluent minier est associé à une perturbation physique dans la région, la présence de cette perturbation peut compliquer l'évaluation des effets de l'effluent. Dans la mesure du possible, il convient alors de choisir des zones de référence présentant des caractéristiques physiques similaires.
- La zone exposée et les zones de référence devraient être similaires pour ce qui est des caractéristiques suivantes :
  - écorégion, origine géologique, superficie du bassin hydrographique, morphométrie, pente du littoral, types d'habitat, composition du substrat, végétation des rives, structure des rives et utilisation des terres.

5.8.2.2 Environnements marins

- La zone de référence devrait être comprise dans le même plan d'eau que la zone exposée et être soumise aux mêmes régimes de courant hydrographique et de marée que cette dernière. En d'autres mots, elle devrait être le plus proche possible de la zone exposée. Les communautés d'invertébrés benthiques des milieux marins sont beaucoup plus riches en espèces que celles des milieux dulcicoles. Elles présentent en outre des rapports trophiques plus complexes, une gamme faunistique beaucoup plus large et des stratégies reproductives plus diversifiées. Du fait cette complexité et de la multitude des interactions entre les espèces marines, de légères variations des conditions physiques ou chimiques peuvent modifier radicalement la structure et la composition des communautés benthiques. Si on ajoute à cette différence l'effet d'une variation croissante de la colonisation larvaire aléatoire en fonction de la distance géographique (" dérive " géographique dans la structure de la communauté) et les barrières physiques d'un milieu côtier complexe, il est très rare qu'on puisse trouver des communautés d'invertébrés semblables d'une baie ou d'un fjord à l'autre ou qu'on puisse prédire la structure particulière d'une communauté benthique à partir de facteurs liés aux sédiments (pour une analyse récente des interactions entre les invertébrés marins et les sédiments, voir Snelgrove et Butman, 1994). Pour être en mesure de conclure avec un niveau de confiance raisonnable à l'existence d'un degré de similitude suffisant entre les communautés benthiques " naturelles " d'une zone côtière donnée et celles de la zone voisine, il devrait exister entre les deux un échange d'eau suffisant. Cette situation est plus probable dans les zones côtières ouvertes que dans les baies et les fjords isolés.
- Les zones de référence qui ne sont pas comprises dans le même plan d'eau ou régime hydrographique risquent de ne pouvoir servir qu'à une comparaison sommaire de caractéristiques telles que les variations de l'abondance et de la richesse spécifique. Si les conditions d'habitat sont suffisamment semblables à celles de la zone exposée, on pourra aussi comparer des facteurs biotiques agissant à plus grande échelle, comme la présence de taxons caractéristiques présentant une longévité plus longue et vivant à des profondeurs ou sur des supports déterminés (appelés " communautés parallèles " par Thorson (1957)).
- La zone de référence devrait présenter un fort degré de similitude avec la zone exposée pour ce qui est du type d'habitat, de la structure du littoral (escarpé, montagneux, delta, marais, etc.), de la topographie du fond (seuil, banc de sable, exposition aux influences océaniques, etc.), du type de substrat (granulométrie, chimie naturelle), de la profondeur, des régimes de courant, des propriétés physiques de l'eau, des régimes de matières nutritives, des sources et des caractéristiques de drainage.
- Certains aspects particuliers doivent être pris en compte pour la détermination de l'acceptabilité des zones de référence en milieux marins et estuariens. De nombreux facteurs physiques, dont la salinité (y compris les apports saisonniers d'eau douce), les marées (et les courants de marée) et les sulfures sédimentaires, contribuent à rendre les milieux estuariens ou marins plus complexes que les milieux dulcicoles. L'érosion par la glace et l'accumulation de glace, le gel, la stagnation de la colonne d'eau provoquée par l'élévation du ruissellement d'eau douce en été, la remise en

suspension des matières particulaires par le gel en surface en hiver (voir Ellis *et al.*, 1994), la présence de digues ou d'estacades, les taux exceptionnels de siltation ou d'envasement causés par l'exploitation forestière, les inondations périodiques, etc., sont au nombre des autres facteurs physiques importants qui doivent également être pris en compte.

- Outre les caractéristiques importantes susmentionnées, les éléments suivants doivent être similaires entre les zones de référence et les zones exposées :
- Zones intertidales : pente du littoral, exposition aux vagues, éclairage et exposition aux marées, végétation du littoral, organismes incrustés (une partie de ces organismes peuvent toutefois faire partie des taxons benthiques dont on cherche à évaluer les réponses à l'effluent minier).
- Zones subtidales : stabilité saisonnière de la colonne d'eau et appauvrissement en oxygène au fond de l'eau (stagnation).

5.8.3 Répartition des zones de référence et des zones exposées selon les étapes du programme d'ESEE des mines de métaux

La répartition des zones de référence et des zones exposées dépend également du plan d'étude choisi (section 5.6) et de l'étape du programme d'ESEE.

Dans le cas du **suivi initial**, l'objectif consiste à déterminer si l'effluent minier a un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques de la zone fortement exposée, c'est-à-dire la zone où l'on s'attend le plus à observer un effet. Le fait de restreindre l'examen à cette zone permet de concentrer l'effort d'échantillonnage dans une perspective coût-efficacité. Cet objectif devrait sous-tendre le choix du plan d'étude et l'allocation des zones de référence et exposée.

Pour le **suivi périodique**, l'objectif consiste à confirmer les résultats, à détecter les changements éventuels et à recueillir des données de suivi reflétant des tendances. Comme ces objectifs s'appliquent à la même échelle spatiale que ceux du suivi initial, les critères orientant la sélection des zones de référence et des zones exposées devraient être les mêmes. Toutefois, comme dans tout programme de suivi continu, il convient de réévaluer l'acceptabilité des zones de référence et des zones exposées à mesure que de nouvelles informations deviennent disponibles.

Le **suivi ciblé** comporte un objectif additionnel, à savoir déterminer la portée géographique des effets détectés antérieurement. Dès lors, l'échantillonnage se déroule dans des zones exposées plus éloignées du point de rejet de l'effluent, jusqu'à ce que les conditions se confondent avec celles observées dans les zones de référence. L'allocation physique des zones et stations exposées dépend du plan d'échantillonnage choisi. Si un facteur de confusion est détecté avant que les conditions redeviennent similaires à celles observées dans les zones de référence et si ce facteur ne peut être éliminé par une modification du plan d'étude (tableau 5.3), alors la zone exposée ne devrait pas s'étendre au-delà du point où le facteur de confusion a été détecté. D'autres plans d'étude ou

méthodes efficaces par rapport au coût peuvent également être appliqués (section 5.23, tableau 5.2).

En outre, durant l'examen des données de suivi, il convient de réévaluer l'acceptabilité aux fins du **suivi ciblé** des zones de référence échantillonnées au cours des suivis précédents. Au terme de cette évaluation, le suivi ciblé pourrait couvrir de nouveaux habitats, tels que des cours d'eau d'un ordre plus élevé ou des lacs. Si ces nouveaux habitats n'étaient pas représentés dans les zones de référence utilisées durant les suivis précédents, une réévaluation de l'acceptabilité de ces dernières s'impose. L'ajout de zones de référence devrait également être envisagé si cette mesure permet d'établir un meilleur équilibre entre le nombre de zones de référence et le nombre de zones exposées.

Si les suivis antérieurs ont été menés à bien selon l'ACR, il peut ne pas être nécessaire d'accroître le nombre de zones de référence (dans la mesure où elles représentent adéquatement les types d'habitats), mais il est recommandé de reprendre l'échantillonnage dans un certain nombre d'entre elles afin de déterminer les effets de la variation temporelle naturelle.

5.9 Sélection d'habitats pertinents sur le plan écologique

5.9.1 Instructions générales pour la sélection des habitats

Les habitats les plus représentatifs au plan écologique devraient être échantillonnés dans la zone ou les zones exposées. Des habitats similaires dans les zones de référence doivent être délimités et échantillonnés. Les questions suivantes doivent orienter la sélection des types d'habitat appropriés :

- Quel type d'habitat est proportionnellement le plus important dans la zone exposée?
- Quel habitat, en l'absence de toute influence anthropique, abrite les plus riches assemblages d'invertébrés (diversité des invertébrés benthiques) à l'intérieur de la zone à l'étude?
- Dans quel habitat les invertébrés sont-ils plus susceptibles d'être exposés de façon prolongée à des contaminants présents dans les sédiments ou dans l'eau?
- Pour quel type d'habitat dispose-t-on de données historiques?

Pour identifier l'habitat dominant sur le plan écologique, il faut d'abord échantillonner l'habitat qui couvre la plus grande superficie de la zone exposée. Toutefois, d'autres facteurs peuvent justifier la sélection d'un autre habitat plus circonscrit. Ainsi, il peut être plus important, au plan écologique, d'échantillonner des habitats très sensibles et plus diversifiés, même s'ils couvrent une plus faible superficie de la zone à l'étude. Par exemple, dans les cours d'eau, les rapides peuvent abriter un assemblage diversifié d'espèces présentant des sensibilités fort diverses aux changements de la qualité de l'eau.

En conséquence, la communauté de cet habitat risque de présenter des changements de plus forte amplitude que les communautés moins riches en espèces. En revanche, la faune des zones de sédimentation, bien qu'elle soit généralement moins riche au plan taxonomique, présente un intérêt pour les études de suivi biologique car elle risque d'être directement exposée pendant des périodes plus longues aux fortes concentrations de contaminants dans les sédiments. La réaction des communautés vivant dans les zones de sédimentation à la présence de contaminants risque donc d'être différente de celle des communautés plus sensibles mais moins exposées vivant dans les rapides. Le lecteur trouvera des informations plus détaillées sur la sélection des habitats dans les cours d'eau dans Cuffney *et al.* (1993), Plafkin *et al.* (1989) et Meador *et al.* (1993).

5.9.2 Sélection des habitats selon les étapes du programme d'ESEE

Le choix des habitats en vue de l'échantillonnage dépend des caractéristiques propres à chaque site. La décision d'échantillonner plus d'un habitat important au plan écologique au cours d'une même étude dépend de l'étape du programme d'ESEE.

Comme l'objectif du **suivi initial** est d'établir si l'effluent a des effets sur la communauté d'invertébrés benthiques, les habitats dans lesquels ces effets sont les plus susceptibles de se manifester devraient être échantillonnés. Par conséquent, tous les habitats jugés importants au plan écologique devraient être échantillonnés durant l'étape de suivi initial. Cette façon de faire permet de réduire le risque de ne pas détecter un effet dans un habitat sensible et(ou) la nécessité d'étendre l'étude à de nouveaux habitats durant les études subséquentes. Il peut être rentable d'accroître l'effort d'échantillonnage durant la même visite sur le terrain afin de confirmer certaines questions ou de préciser l'ampleur et la portée géographique des effets.

Un des objectifs du **suivi périodique** est de confirmer les résultats des suivis précédents. L'acceptabilité des habitats considérés comme écologiquement importants devrait être confirmée à cette étape du suivi. C'est également à cette étape qu'il convient de se poser la question suivante :

- Y a-t-il des types d'habitats écologiquement importants qui n'ont pas été échantillonnés antérieurement mais qui sont susceptibles d'être plus sensibles aux conditions locales liées à l'environnement et à l'effluent?

Pour les **suivis initial et périodique**, l'ajout de types d'habitat écologiquement importants ne devrait pas entraîner une réduction de l'effort d'échantillonnage dans l'habitat dominant. Pour la plupart des études de suivi biologique, la décision de restreindre l'échantillonnage à un seul habitat vise à réduire la variabilité inhérente à l'échantillonnage des substrats naturels, laquelle ne ferait qu'augmenter si le même effort d'échantillonnage était étendu à plusieurs habitats différents.

Pour le **suivi ciblé**, comme pour les suivis initial et périodique, le ou les habitats les plus importants au plan écologique dans les zones exposées doivent être échantillonnés, et des habitats similaires doivent être délimités et échantillonnés dans la ou les zones de référence. La détermination du nombre et des types d'habitats à échantillonner est fondée sur les résultats des suivis précédents, les caractéristiques particulières de chaque site et les objectifs du suivi ciblé. Par exemple, pour déterminer la portée géographique d'un effet observé, il peut être important d'échantillonner des habitats additionnels comme des cours d'eau d'un ordre supérieur ou des lacs. En revanche, si une réponse à l'effluent n'a été observée que dans un seul des types d'habitats échantillonnés au cours de suivis précédents, l'échantillonnage durant le suivi ciblé devrait être restreint à cet habitat.

Habitats marins/estuariens

En milieu marin ou estuarien, l'échantillonnage peut se dérouler soit dans des habitats de sédimentation, soit dans des habitats d'érosion. Pour savoir s'il convient d'échantillonner des supports intertidaux plutôt que des substrats subtidaux, ou vice-versa, il faut déterminer quels environnements récepteurs sont les plus appropriés et les plus susceptibles de fournir des échantillons utiles. Les questions suivantes orientent la sélection des types d'habitat en milieu marin ou estuarien :

- Dans quels habitats l'échantillonnage peut-il être réalisé de façon efficace?

L'habitat qui occupe la plus vaste superficie et qui risque le plus de subir les effets de l'effluent devrait être sélectionné. Toutefois, la sélection des habitats principaux devrait être effectuée en considération des difficultés soulevées par l'échantillonnage en milieu marin. Par exemple, l'échantillonnage des invertébrés benthiques risque d'exiger des moyens techniques très lourds si l'habitat principal est un escarpement rocheux vertical qui plonge à une profondeur de 300 m immédiatement sous le point de rejet de l'effluent. L'échantillonnage risque également de soulever des difficultés insolubles si l'habitat principal est situé dans la zone intertidale et consiste en une falaise rocheuse escarpée balayée par de fortes vagues et exposée aux vents ou aux accumulations de glace. Par ailleurs, lorsque plusieurs habitats appropriés sont disponibles, un choix s'impose. Dans certains cas, on pourra décider d'échantillonner plus d'un habitat (plan à gradient radial ou plan similaire). Les habitats à substrats mous devraient être choisis de préférence, puisque l'échantillonnage y est généralement plus quantitatif.

- Quel est l'habitat le plus actif ou " important " au plan biologique?

Lorsque le milieu subtidal le plus exposé à l'effluent de la mine est constitué à la fois de sédiments consolidés et non consolidés, on peut échantillonner les deux types de sédiments ou se limiter à un seul. Tout bien considéré, les sédiments non consolidés se prêtent plus facilement à un échantillonnage quantitatif. Toutefois, s'il apparaît évident que la couche superficielle (10 premiers centimètres, soit la profondeur de pénétration de l'appareil d'échantillonnage) d'un substrat composé de sable grossier n'abrite pratiquement aucun macroorganisme alors que le récif rocheux voisin est extrêmement riche et abrite un grand nombre d'espèces de poissons, c'est ce dernier habitat qui devrait

être choisi. De la même façon, si un des types d'habitats importants directement exposés à l'effluent de la mine abrite une importante ressource halieutique, on pourra juger qu'il est le plus important au plan biologique.

- L'habitat dominant peut-il être " classifié " en fonction d'un type physique reconnu et d'espèces caractéristiques?

La classification des habitats a fait l'objet de nombreux travaux, et les systèmes mis au point et examinés par les chercheurs peuvent aider à comparer les facteurs biotiques " attendus " aux facteurs biotiques réels observés au voisinage de la mine. Parmi les travaux récents applicables au milieu marin, il convient de mentionner un rapport provisoire préparé à l'intention du MPO sur la délimitation du détroit de Georgia, le long de la côte ouest du Canada et du nord ouest des États-Unis. Des informations utiles sur la classification des habitats littoraux marins et des zones côtières profondes du monde sont fournies par Frith *et al.* (1993a), Booth *et al.* (1996), Robinson et Levings (1995), Hay *et al.* (1996) et Robinson *et al.* (1996). La classification des habitats estuariens a retenu l'attention de Matthews (1993), Scott et Jones (1995), Finlayson et van der Valk (1995) et Levings et Thom (1994). Aux États-Unis, les systèmes les plus couramment utilisés sont ceux de Cowardin *et al.* (1979) et de Cowardin et Golet (1995), avec des améliorations proposées par divers autres auteurs.

- Du fait de la profondeur à laquelle il est rejeté ou de sa flottabilité, l'effluent risque-t-il d'influer davantage sur les zones intertidales ou subtidales?

Si l'effluent est rejeté dans une zone intertidale et demeure principalement dans cette zone, c'est cette dernière qui devrait être retenue aux fins de l'échantillonnage. Toutefois, si l'effluent touche à la fois des habitats de la zone intertidale et de la zone subtidale, on retiendra de préférence l'habitat subtidal puisque les incidences sur les poissons y seront vraisemblablement plus importantes. Lorsque la situation s'y prête, les deux types d'habitats peuvent être échantillonnés. Il faut également prendre en compte les fluctuations saisonnières de la colonne d'eau, car celles-ci peuvent avoir un effet sur les zones intertidales. Par exemple, à la mine Black Angel, au Groenland, la glace de mer en hiver a provoqué la remise en suspension et le dépôt des résidus en créant une colonne d'eau homogène (Ellis *et al.*, 1994).

- Quel type d'habitat occupe la plus grande superficie de la zone à l'étude?

Dans bien des cas, les substrats des habitats côtiers sont constitués d'un mélange de limon, de sable, de gravier et de roches. Dans les baies situées près de l'embouchure d'un cours d'eau, on observe généralement une accumulation de substrats mous composés de sable ou de limon. Les zones d'étude estuariennes sont généralement constituées en large partie de substrats mous provenant des rivières. Si les proportions d'habitats de sédimentation et d'érosion s'équivalent, on choisira de préférence les habitats de sédimentation, puisque c'est là que les substances rejetées dans les effluents de la mine s'accumulent habituellement et que les effets néfastes de l'enrichissement organique risquent le plus de se manifester. Les substrats des zones d'érosion ont tendance à être

" nettoyés " ou " récurés " par l'action du courant ou des vagues ou par l'érosion par la glace.

Cependant, si la proportion des habitats à substrats consolidés est largement supérieure à celle des substrats non consolidés, ou si les sédiments charriés par l'effluent de la mine ont commencé à se déposer le long d'une côte rocheuse autrefois non contaminée, il pourrait être préférable de choisir ce type d'habitat aux fins de l'échantillonnage.

- A-t-on détecté des facteurs confondants susceptibles d'affecter les communautés d'invertébrés benthiques?

Les communautés d'invertébrés benthiques présentes dans les zones d'échantillonnage soumises à des facteurs confondants d'origine naturelle ou anthropique compliquent l'interprétation des effets de la mine et doivent de toute évidence être évitées. Par exemple, si des substrats consolidés et non consolidés sont présents, un seul de ces types de substrat peut se trouver hors de la zone d'influence des facteurs confondants. Les effets saisonniers ou continus du gel ou de l'érosion par la glace constituent une source de facteur de confusion particulièrement importante dans les régions arctiques, en particulier dans les zones intertidales et subtidales. Ces facteurs peuvent perturber considérablement les communautés de surface.

- Quel est le milieu touché par les rejets en zone subtidale?

De toute évidence, c'est le milieu le plus exposé à l'effluent qui devrait être retenu aux fins de l'échantillonnage. Ce choix influe également sur le plan d'échantillonnage. Dans un estuaire, si le rejet s'effectue à la surface et si la surface est composée d'une couche importante et permanente d'eau douce avec un faible apport d'eau salée en profondeur à marée haute, l'habitat dominant à échantillonner devrait se trouver en aval de la mine. Toutefois, si l'apport d'eau salée résultant de l'action des marées est important, l'échantillonnage devrait être effectué en amont et en aval de la mine. Un grand nombre d'autres facteurs de ce type doivent être pris en compte. Dans bien des cas, il faut recueillir des informations détaillées en vue de mieux caractériser les habitats et la dispersion des effluents.

En résumé, lorsque plusieurs habitats se prêtent à l'échantillonnage, il est recommandé de choisir en premier lieu les habitats subtidaux, car ceux-ci présentent habituellement une diversité plus élevée et les organismes qui y vivent sont moins répartis par îlots que ceux des habitats intertidaux, les conditions y étant moins extrêmes ou rigoureuses. Ces caractéristiques sont particulièrement évidentes dans l'Arctique, où les conditions hivernales extrêmement rigoureuses peuvent entraîner l'élimination de la plupart des organismes à espérance de vie plus longue qui intègrent habituellement plus clairement les effets des contaminants. De la même façon, la préséance devrait être accordée aux zones de sédimentation, particulièrement dans les zones subtidales, car l'échantillonnage y soulève moins de difficultés et autorise l'utilisation de méthodes plus quantitatives. Enfin, les contaminants s'accumulent habituellement dans les zones de dépôt, alors qu'ils ne le font généralement pas dans les zones d'érosion.

5.10 Sélection de saisons d'échantillonnage pertinentes au plan écologique

5.10.1 Instructions générales concernant la sélection des saisons d'échantillonnage

Toutes les études des communautés d'invertébrés benthiques devraient se dérouler durant les saisons les plus pertinentes au plan écologique. Pour les mines dont les rejets sont irréguliers, l'échantillonnage devrait se tenir durant une période de rejet et une fois que l'environnement récepteur a été exposé à l'effluent pendant une période suffisante pour qu'on puisse prévoir que des effets se manifesteront (en général de 3 à 6 mois).

On choisira de préférence la période de l'année durant laquelle la diversité biologique est maximale, car cette période correspond aux cycles saisonniers de recrutement des organismes benthiques, lesquels sont liés aux conditions climatiques et à l'abondance de la nourriture. De nombreux insectes dont le cycle biologique comporte un stade aquatique se reproduisent au printemps et à l'automne. D'autres, cependant, présentent plusieurs générations durant la période de l'année où les plans d'eau sont libres de glace. Dans de nombreux habitats lotiques, l'échantillonnage devrait être effectué en automne (septembre/octobre), alors que la plupart des taxons sont présents ou ont atteint une taille suffisante pour être recueillis à l'aide de l'équipement d'échantillonnage et que les régimes d'écoulement sont favorables. Dans les grands lacs dont les communautés benthiques sont souvent dominées par les annélides, les crustacés et les mollusques, les périodes d'émergence des insectes et les régimes hydrologiques jouent un rôle moins important dans la détermination du calendrier d'échantillonnage.

Si la communauté d'invertébrés benthiques du système à l'étude a déjà été examinée dans le passé, il convient d'examiner les données existantes et, le cas échéant, de procéder à des échantillonnages pendant les mêmes périodes à des fins des comparaisons. Parmi les autres facteurs qui sont susceptibles d'influer sur le choix de la période d'échantillonnage, mentionnons les fluctuations saisonnières du débit (en particulier les débits d'étiage et de crue), le gel et l'érosion par la glace, les cycles de rejets de la mine, le type d'équipement d'échantillonnage choisi, la facilité avec laquelle l'échantillonnage peut être mené à bien et la sécurité du personnel sur le terrain. Il convient d'éviter les périodes où il n'y a pas de rejet d'effluent. La détermination du calendrier d'échantillonnage exige une bonne connaissance des fluctuations saisonnières et des cycles de vie des organismes benthiques ainsi que de l'évolution du régime hydrologique du système étudié. Rosenberg et Resh (1993), Johnson *et al.* (1993), Rees (1984), Malley et Reynolds (1979), Barber et Kevern (1974) et Jonasson (1955) fournissent des indications utiles pour le choix de la période d'échantillonnage.

5.10.2 Sélection de la saison d'échantillonnage en fonction des étapes du programme d'ESEE

Pour le **suivi initial**, il est recommandé de restreindre l'échantillonnage à une seule saison, à moins que les données existantes révèlent l'existence de plus d'une période critique pour la communauté d'invertébrés benthiques vivant dans le bassin à l'étude. Comme cette saison d'échantillonnage sera retenue au cours des études subséquentes, il est important de prendre cette décision après avoir examiné toutes les données existantes concernant les cycles vitaux des taxons présents et les régimes hydrologiques.

Pour le **suivi périodique**, l'examen des données recueillies dans le cadre des programmes de suivi antérieurs et des caractéristiques des cycles vitaux des invertébrés échantillonnés devrait permettre de déterminer si la saison d'échantillonnage utilisée était la plus appropriée ou la plus sensible.

La saison d'échantillonnage adoptée aux fins du **suivi ciblé** devrait être la même que celle déjà utilisée au cours des suivis antérieurs, à moins que l'examen des données existantes justifie la modification du calendrier d'échantillonnage pour des raisons logistiques ou scientifiques. En outre, l'ajout de saisons peut être indiqué pour évaluer l'ampleur de la réponse de la communauté d'invertébrés benthiques. Par exemple, si l'échantillonnage se déroule pendant une période où un stade d'un invertébré donné est absent, il peut être nécessaire d'ajouter une saison d'échantillonnage pour évaluer les effets chez ce stade. Les bivalves illustrent bien ce cas précis, leur échantillonnage soulevant des difficultés importantes en automne. Or, l'automne est une période critique pour de nombreux autres invertébrés. Dans ce cas, l'ajout d'une saison d'échantillonnage au programme de suivi permet de résoudre le problème (une séance additionnelle d'échantillonnage en été à l'aide de méthodes spécialement conçues pour les bivalves).

Pour la plupart des zones estuariennes et marines, l'échantillonnage peut se dérouler n'importe quand entre le printemps et le milieu de l'automne. Pour les milieux marins situés en zones tempérées, l'échantillonnage des invertébrés benthiques est habituellement réalisé à la fin de l'été ou à l'automne, car de nombreux organismes benthiques comportent un stade larvaire planctonique qui n'apparaît pas dans le benthos avant cette période. En outre, les populations dont le recrutement survient au printemps se sont alors stabilisées. Dans l'Arctique, l'échantillonnage est normalement réalisé à la fin de l'été ou le début de l'automne, car les végétaux et les animaux ont alors profité de la longue durée d'éclairement et des températures plus clémentes pour croître et se développer, et la surface de la mer est encore libre de glace. En général, les périodes de reproduction et les fluctuations de l'abondance des organismes benthiques sont liées au cycle des marées, aux saisons et à l'abondance de la nourriture.

5.11 Aspects statistiques à considérer dans le choix du plan d'étude

Cette section expose les considérations statistiques qui s'appliquent à la conception de chaque étape du programme d'ESEE. L'examen de ces considérations présuppose les trois étapes séquentielles suivantes :

1) sélection d'un taille d'effet pour l'analyse de puissance;
2) sélection des niveaux α et β pour l'analyse de puissance (ces niveaux seront également utilisés durant les analyses statistiques des données de suivi;
3) analyse de puissance visant à déterminer le niveau d'effort d'échantillonnage requis à l'échelle des stations (nombre de stations par zone).

La présente section explique également comment déterminer le nombre de sous-échantillons de terrain à chaque station et utiliser les données qui se rattachent à ces sous-échantillons pour améliorer la conception des études subséquentes.

5.11.1 Établissement des tailles d'effet pour la détermination de l'effort d'échantillonnage

Un des aspects les plus cruciaux des ESEE est la détermination de l'ampleur de l'impact environnemental qui devrait être considérée comme importante du point de vue écologique (Mapstone, 1996). Avant même d'entreprendre la conception du programme de suivi, il faut estimer *a priori* cette taille d'effet (TE) afin de fixer la taille de l'échantillon permettant d'obtenir une puissance statistique suffisamment élevée pour détecter un effet éventuel d'une amplitude TE. Il existe peu de lignes directrices quantitatives fournissant des valeurs de TE applicables aux communautés écologiques, y compris les communautés d'invertébrés benthiques marins ou dulcicoles (US EPA, 1990; Elliott, 1990; Striplin, 1996). Cette situation est imputable dans une large mesure à la nature complexe des communautés aquatiques et à la difficulté que pose l'établissement de prédictions quantitatives concernant l'ampleur attendue des changements induits par un effet, comme ceux que peuvent produire les effluents miniers. En dépit de ces difficultés, il faut s'efforcer d'établir des estimations initiales scientifiquement fondées des valeurs de TE. Bien que la présente discussion sur la taille d'effet soit suffisante au regard des analyses de puissance et de la détermination de l'effort d'échantillonnage, d'autres informations sur les différentes utilisations de la taille d'effet sont présentées dans le chapitre sur l'interprétation des données (chapitre 9).

Plusieurs approches permettent d'établir la taille d'effet en vue de déterminer l'effort d'échantillonnage (nombre de stations). Ces approches sont présentées ci-dessous par ordre de pertinence écologique; il convient toutefois de noter que l'applicabilité de chaque approche peut être limitée par la disponibilité des données.

L'option 1 décrite ci-dessous est l'approche à privilégier (du fait de sa grande pertinence écologique) lorsque le nombre de données existantes est élevé. Si l'on dispose de suffisamment de données concernant l'écorégion, c'est l'option 2 qui est recommandée. Si l'on ne dispose d'aucune donnée existante, il faut définir la TE comme tout changement chez un descripteur benthique déterminant un écart de 2 É.-T. par rapport à la moyenne de l'intervalle de référence (Option 3). L'utilisation d'une taille différente devrait être justifiée scientifiquement.

Option 1. Établissement *a priori* d'une TE correspondant à un écart prédéterminé (en pourcentage) sur la base d'informations écologiques concernant l'ampleur d'un effet reconnu comme nocif à long terme pour l'écosystème.

Mapstone (1995) s'est servi d'un exemple hypothétique pour illustrer comment déduire la TE en se fondant sur la réduction (en pourcentage) du couvert d'une espèce clé d'algue reconnue comme ayant des effets nocifs graves à long terme sur le fonctionnement d'une communauté aquatique. Malheureusement, il est rare qu'on dispose d'informations écologiques aussi détaillées (Keough et Mapstone, 1995). Pour être en mesure de bien comprendre la signification écologique du changement donné comme nocif chez l'espèce ou le descripteur considéré, il faut disposer d'un grand nombre de données écologiques existantes. Cette approche exige donc un grand nombre de données existantes de qualité. Elle peut toutefois convenir pour certaines variables reflétant une réponse et(ou) lorsqu'on comprend mieux les changements écologiques qui se produisent chez les communautés touchées. Toutefois, à l'heure actuelle, en raison de la nature complexe de la plupart des communautés aquatiques, peu de lignes directrices à caractère quantitatif fournissant des valeurs de TE préétablies ont été proposées ou approuvées (Lowell, 1997). Une approche prometteuse en cours d'élaboration consiste à incorporer dans le processus de prise de décisions des données expérimentales ou de données de terrain se rapportant à des sites reconnus comme perturbés (Robert Bailey, manuscrit inédit, University of Western Ontario, London (Ont)).

Option 2. Détermination *a priori* d'une TE spécifique liée à l'habitat déduite à partir de données existantes provenant de zones de référence appropriées comprises dans la même écorégion.

La valeur de TE établie selon cette approche est jugée représentative d'une communauté biologique " normale " d'après les informations provenant de zones de référence associées à un certain nombre de sites miniers (ou d'autres sites pour lesquels on dispose de données de référence comparables) compris dans la même écorégion. Comme pour l'option 3 décrite ci-dessous, la TE est établie en considération de la variabilité normale observée dans les zones de référence en utilisant un écart de ± 2 É.-T. par rapport aux valeurs des stations de référence à l'intérieur de chaque zone de référence. Pour chaque variable reflétant une réponse, ce nombre devrait être calculé pour chaque zone de référence comprise dans l'écorégion, et la médiane de toutes les valeurs calculées est utilisée comme TE spécifique à l'habitat pour cette variable et écorégion. On utilise la médiane plutôt

que la moyenne afin de réduire l'effet des valeurs aberrantes (atypiques) sur le calcul. Cette procédure donne une valeur de TE fixe (p. ex. ± 30 % des taxons) qui peut ou non être égale à ± 2 É.-T. pour une zone de référence considérée dans le calcul. Il faut cependant veiller à inclure uniquement des données provenant d'habitats similaires, de manière à ne pas gonfler artificiellement l'estimation de la variabilité normale à l'échelle de l'écorégion.

Option 3. Établissement *a priori* d'une TE équivalente à ± 2 É.-T. d'après les données des zones de référence.

L'approche recommandée en l'absence d'autres critères écologiques rationnels (voir les options 1 et 2 ci-dessus, et Lowell (1997) et Environnement Canada (1995) consiste à définir la TE par rapport à la variabilité normale observée au sein de la communauté de référence du site minier à l'étude. Un critère généralement accepté pour définir l'intervalle normal de référence est ± 2 fois l'écart-type (±2 É.-T.) des valeurs de référence par rapport à la moyenne de référence (dans l'hypothèse où les données sont distribuées normalement). Cette valeur, exprimée en pourcentage par rapport à la moyenne de référence, est égale à ± 2 fois le coefficient de variation pour la moyenne de référence (±2 CV). Cette démarche est acceptable au plan écologique et semble avoir été appliquée avec succès ailleurs (Kilgour, 1997). Elle a notamment été utilisée pour apprécier les écarts par rapport aux conditions de référence dans le Guide technique pour l'ESEE – Pâtes et papiers, Cycle II (Environnement Canada, 1998).

5.11.2 Sélection de α et de β

Toute analyse statistique comporte quatre conclusions possibles (tableau 5.4), soit deux erronées, et deux correctes. Dans tout programme de suivi correctement conçu, la fréquence des conclusions correctes devrait être largement supérieure à celle des conclusions erronées. Toute analyse statistique visant à révéler la présence d'effets comporte les deux risques d'erreur suivants :

Erreur de type I (à la probabilité α) : erreur commise en rejetant à tort l'hypothèse nulle postulant l'absence d'un effet (zone déclarée à tort différente d'un site de référence).

Erreur de type II (à la probabilité β) : erreur commise en acceptant à tort l'hypothèse nulle (zone déclarée à tort identique à un site de référence alors qu'elle est perturbée).

La **puissance** d'un test statistique, égale à 1-β, est la probabilité de rejeter correctement l'hypothèse nulle lorsque celle-ci est fausse. Dès lors, α correspond au risque pour l'industrie, et β, au risque pour l'environnement.

Tableau 5-4: Conclusions possibles et risques d'erreur associés aux analyses

statistiques

(✓= pas d'erreur, conclusion correcte).

	Justesse des conclusions	
Conclusion statistique	Ho est *vraie*	Ho est *fausse*
Rejeter l'hypothèse nulle Conclusion moyenne$_1$ ≠ moyenne$_2$ (Référence ≠ Exposée)	Erreur de type I (α) *Risque pour l'industrie*	✓
Accepter l'hypothèse nulle Conclusion moyenne$_1$ = moyenne$_2$ (Référence = Exposée)	✓	Erreur de type II (β) *Risque pour l'environnement*

Pour déterminer l'effort d'échantillonnage requis pour détecter la TE recommandée, il faut établir un ordre de grandeur acceptable pour les erreurs de type I et II. Pour vérifier si une communauté exposée s'écarte des critères préétablis pour une communauté " en santé ", on attribue généralement une faible probabilité à l'erreur de type I (α) afin d'éviter de confondre une communauté normale avec une communauté perturbée. La valeur de α est normalement fixée à 0,05. En revanche, peu de chercheurs se sont attachés à déterminer un niveau approprié pour l'erreur β, et cette valeur ne fait donc pas l'unanimité (Lowell, 1997). Toutefois, le programme de suivi devrait être conçu de manière à fournir un niveau de probabilité raisonnablement élevé de détecter statistiquement un effet de TE prédéterminée. En d'autres mots, la puissance du test devrait être élevée. Récemment, de nombreux spécialistes des incidences sur les communautés benthiques ont indiqué que α devrait être au moins égale à β, compte tenu des conséquences potentiellement élevées (tant écologiques que financières) résultant de l'incapacité de détecter des effets environnementaux (Aldredge, 1987; Underwood, 1993; Mapstone, 1995).

En accord avec ces chercheurs, nous estimons que α devrait être au moins égale à β, et nous recommandons de fixer la valeur de α à 0,10 ou moins (des valeurs égales et 0,05 sont également acceptables). Au moment d'établir des valeurs de α et β acceptables pour les erreurs de type I et II, il convient de prendre en compte la puissance de l'analyse projetée, à supposer que la TE a été établie selon une des options décrites précédemment et après examen des répercussions sur l'effort d'échantillonnage (section 5.11.3). Toutefois, comme l'utilisation de probabilités α et β égales à 0,10 est un concept relativement nouveau pour le programme canadien d'ESEE, l'utilisation d'autres valeurs

de α et de β est également considérée comme acceptable si elle est justifiée scientifiquement (p. ex., utiliser un niveau β plus rigoureux pour l'erreur de type II si le risque environnemental est plus grand). Une consultation avec l'agent d'autorisation s'impose si, en cas d'utilisation des options 1 ou 2 pour établir la TE, l'analyse de puissance prescrit le prélèvement d'un nombre excessif d'échantillons.

5.11.3 Détermination de l'effort d'échantillonnage à l'aide de l'analyse de puissance pour les plans se prêtant aux analyses de variance (et aux analyses de régression et de covariance)

Le nombre de stations et leur répartition dans les zones de référence et exposées ou le long d'un gradient devrait être établi de manière à ce que le plan d'échantillonnage repose sur des bases scientifiques rigoureuses et fournisse des données utiles pour la prise de décisions concernant chaque site minier. L'allocation et la distribution de ces réplicats dépendent des conditions dans chaque site et du protocole d'échantillonnage choisi. Comme il a été mentionné précédemment, il faut prendre en compte et établir *a priori* la TE et les valeurs des erreurs de type I et II afin de déterminer l'ampleur de l'effort d'échantillonnage requis d'après les conclusions de l'analyse de puissance.

L'analyse de puissance vise à déterminer l'ampleur de l'effort d'échantillonnage requis pour que l'analyse statistique puisse détecter un effet d'une ampleur TE (établie avant l'échantillonnage). En prédéterminant la TE et les valeurs de α et β, en estimant l'É.-T. de référence et en énonçant certaines prémisses concernant la distribution des données à évaluer, il est possible d'élaborer une stratégie d'échantillonnage rigoureuse sur le plan scientifique. Dans les lignes qui suivent, nous nous penchons sur la méthode de base (C-I se prêtant aux analyses de variance) pour déterminer l'effort d'échantillonnage à l'échelle des stations. Dans les cas où l'effort calculé pour une variable (p. ex. abondance) est supérieur à celui calculé pour une autre (p. ex. nombre de taxons), c'est l'effort le plus grand qu'il faut choisir.

Pour le plan C-I convenant aux analyses de variance, une fois qu'on a déterminé la TE et les valeurs de α et de β et estimé l'É.-T. pour le site minier à l'étude, on peut entrer ces éléments dans l'équation de l'analyse de puissance en vue de calculer l'effort d'échantillonnage requis pour détecter un effet d'une ampleur TE entre et parmi les zones à l'étude, à un niveau de puissance donné.

Lorsqu'on utilise les options 1 ou 2 pour établir la TE, la détermination de l'effort d'échantillonnage est fondée sur la variabilité entre les réplicats de la zone de référence. Aux fins des analyses de variance, la variabilité parmi les réplicats de la zone exposée est considérée comme similaire à celle observée dans la zone de référence. L'analyse de variance est un test relativement robuste qui tolère relativement bien le non-respect de la condition de normalité, mais lorsque la variance dans la zone exposée est nettement supérieure (ou inférieure) à celle dans la zone de référence, les comparaisons par analyse de variance ne sont plus valides, à moins que cette disparité puisse être éliminée par

transformation des données. Dans le cas contraire, l'analyse de puissance décrite dans les lignes qui suivent peut surestimer ou, plus vraisemblablement, sous-estimer le nombre de stations d'échantillonnage. Il faut alors recourir aux tests non paramétriques. Toutefois, dans ce cas, la méthode d'estimation de la puissance décrite ici n'est plus pertinente. Dans certains cas, les disparités entre les variances peuvent être la conséquence d'un sous-échantillonnage insuffisant sur le terrain (voir la section 5.11.4).

Pour le plan de base C-I convenant aux analyses de variance, l'effort d'échantillonnage estimé (nombre de stations répétées par zones de référence et exposée, en supposant que les variances sont comparables) permettant de détecter un changement équivalant à ± 2 É.-T. à un niveau de puissance donné se calcule à l'aide de l'équation suivante (Green, 1989) :

$$n = 2(t_\alpha + t\beta)^2(\text{É.-T./TE})^2$$

où :

n = taille de l'échantillon
t_α = valeur de t au seuil de signification α (erreur de type I; test bilatéral)
$t\beta$ = valeur de t au seuil de signification β (erreur de type II; test unilatéral)
É.-T. = écart-type
TE = taille de l'effet

Pour l'option 3, l'É.-T. et la TE s'annulent dans l'équation de l'analyse de puissance (Lowell, 1997), car TE = 2 É.-T. Plus précisément, la variabilité calculée à partir des résultats d'un relevé préliminaire disparaît de l'équation et, par conséquent, les données préliminaires ne fournissent plus les informations additionnelles requises pour calculer le nombre de stations permettant d'atteindre un niveau de puissance donné.

On peut alors modifier l'équation de l'analyse de puissance en remplaçant TE par un segment équivalent contenant la valeur d, soit le nombre d'écarts-types séparant la moyenne de la zone de référence de celle de la zone exposée (d = TE/É.-T.). Si l'on suppose que les variances des zones exposées et des zones de référence sont comparables, l'équation se lit maintenant comme suit :

$$n = 2(t_\alpha + t\beta)^2/d^2$$

Ainsi, pour déterminer l'effort d'échantillonnage requis pour détecter un effet de TE = 2 É.-T., la valeur de d devrait être égale à 2. L'équation est résolue par une méthode itérative en choisissant une valeur approximative de n afin d'obtenir les valeurs de t_α et de $t\beta$ et en utilisant ensuite la solution obtenue pour préciser davantage la valeur de n. On répète le processus jusqu'à ce qu'on obtienne une valeur estimée finale de n. Une autre façon de procéder consiste à utiliser l'équation suivante, qui fournit une valeur approximative de n en une seule étape (Guenther, 1981; Alldredge, 1987; Environnement Canada et Pêches et Océans Canada, 1995) :

$$n = (2(Z_\alpha + Z\beta)^2(\text{É.-T./TE})^2) + 0{,}25(Z_\alpha)^2$$

où :

n = taille de l'échantillon
Z_α = écart standard normal pour le niveau de signification α (erreur de type I)
Z_β = écart standard normal pour le niveau de signification β (erreur de type II)
É.-T. = Écart-type
TE = Taille de l'effet

En utilisant cette équation, nous pouvons examiner comment la manipulation des valeurs de α et de β influe sur l'effort d'échantillonnage permettant de détecter un effet de TE = 2 É.-T. (tableau 5.5). Il existe des tables des valeurs de n correspondant à une gamme de valeurs de α, β et É.-T. (Alldredge, 1987; Cohen, 1988; Environnement Canada et Pêches et Océans Canada, 1995). Dans le scénario recommandé ($\alpha = \beta = 0{,}1$ et TE = 2 É.-T.), on obtient une taille recommandée de 5 stations répétées d'échantillonnage, ce qui est à la portée de nombreuses études de la communauté d'invertébrés benthiques (Resh et McElvray, 1993). Par contre, si $\alpha = \beta = 0{,}05$ et TE = 2 É.-T., l'effort d'échantillonnage doit seulement monter à 8 stations répétées.

Tableau 5-5: Effort d'échantillonnage requis pour détecter une différence de 2 É.-T.

α	**1-β**			
	0,99	**0,95**	**0,90**	**0,80**
0,01	14	11	10	8
0,05	11	**8**	7	5
0,10	9	7	**5**	4

É.-T., α et β comme ci-dessus.

Des considérations et méthodes similaires s'appliquent à l'analyse de puissance et à la détermination de l'effort d'échantillonnage pour les plans de suivi convenant aux analyses de régression et de covariance (plans à gradient(s) simple, radial et multiples). De plus amples renseignements concernant ces méthodes sont fournis au chapitre sur l'interprétation et l'évaluation des données (chapitre 9) et dans la littérature spécialisée (p. ex. Cohen, 1988).

5.11.4 Détermination de l'effort d'échantillonnage pour l'ACR

En cas d'utilisation d'un plan ACR, la répétition soulève des questions différentes. La répétition devrait être examinée à l'échelle des stations, et il a été démontré (Rosenberg *et al.*, 1999) que la variation à l'intérieur d'une station est nettement inférieure à la variation entre les stations. Dès lors, des échantillons uniques sont prélevés à chaque station, et la variation entre les stations est utilisée pour décrire les conditions de référence. Le nombre de réplicats de référence est déterminé par le nombre de stations dans le groupe dans lequel les stations exposées devraient être rangées selon l'ACR. Le nombre de réplicats de référence est déterminé au moment de la constitution des groupes de stations de référence, lors de la classification initiale (voir la section 5.6). Ce nombre devrait toutefois s'élever à au moins 10 stations. La variation observée entre les stations de référence formant le groupe de référence détermine l'erreur de type I, fixée à 0,1 à l'aide d'une ellipse de probabilité de 90 %. Comme cette approche prévoit la comparaison de stations exposées individuelles à des stations de référence multiples (minimum de 10), il est impossible d'établir la valeur de l'erreur de type II, qui nécessite une estimation de la variance associée à une station unique. Une autre façon de faire consiste à prélever plus d'un échantillon à la station exposée, mais ce procédé renseigne sur la variation à l'intérieur de chaque station, et non pas sur celle qui existe entre les stations. Il est clair que l'erreur de type II associée à la station ne peut être déterminée avec une seule station exposée. Dès lors, les analyses de puissance décrites ci-dessus ne conviennent pas au plan ACR. En conséquence, les études menées selon ce plan doivent être conçues de manière à permettre une détermination précise et juste des conditions de référence et à ainsi accroître la probabilité de détecter les éventuels écarts par rapport aux conditions de référence dans les stations exposées.

5.11.5 Détermination de l'effort d'échantillonnage pour le sous-échantillonnage sur le terrain

Le prélèvement de sous-échantillons multiples à chaque station répétée vise à faire en sorte que l'effort d'échantillonnage permette de brosser un portrait juste des différentes variables à l'étude (p. ex. nombre de taxons, abondance, etc.) dans chacune des stations échantillonnées. Cette précaution est nécessaire parce que la répartition des espèces à l'intérieur des stations (dont les dimensions sont largement supérieures à celles du dispositif d'échantillonnage utilisé) peut ne pas être homogène. Un sous-échantillonnage inadéquat fournit une estimation peu précise de la vraie moyenne à chaque station et peut contribuer à gonfler l'estimation de la vraie variance entre les stations et, par le fait même, à réduire la puissance des analyses.

Dès lors, la répartition des sous-échantillons de terrain à l'intérieur de chaque station répétée dépend des deux facteurs interdépendants suivants (voir ci-dessous), qui doivent par conséquent être pris en considération dans tout exercice de conception d'un plan

d'échantillonnage applicable aux invertébrés benthiques. Toutefois, en l'absence d'informations existantes, le nombre de sous-échantillons à prélever à chaque station devrait s'élever à au moins 3.

1. Relation entre l'abondance et le degré d'agrégation des organismes et le niveau de précision souhaitée pour les estimations applicables à chaque station

Pour une station donnée, le nombre de sous-échantillons de terrain devrait être suffisant pour fournir une moyenne et une variance attestant de la capture d'un nombre représentatif d'organismes (voir à ce propos Burd *et al.*, 1990). Plus le degré d'agrégation d'une communauté s'élève, plus la variance de l'abondance moyenne augmente dans chaque station répétée. Elliott (1977) et Holme et McIntyre (1984) ont proposé la même méthode simple de détermination du nombre de sous-échantillons requis pour obtenir un degré prédéfini de précision. Selon Elliott (1977), un indice de précision (D) de 20 % (écart-type égal à 20 % de la moyenne) est acceptable pour la plupart des échantillons de benthos. Le nombre de sous-échantillons de terrain peut alors être déterminé à l'aide de l'équation suivante :

$$n = s^2 / D^2 \ \bar{X}^2$$

où

$\bar{X}$ = moyenne de l'échantillon
n = nombre de sous-échantillons de terrain
s^2 = variance de l'échantillon
D = indice de précision (c.-à-d., 0,20)

Pour déterminer le nombre de sous-échantillons de terrain (p. ex., coups de benne) qu'il convient de prélever dans chaque station répétée pour obtenir une estimation comportant un degré de précision de 20 %, on peut utiliser les données disponibles pour calculer la moyenne et la variance et, de là, le nombre approprié de sous-échantillons de terrain. Ce nombre peut varier d'un endroit à l'autre, en réponse aux changements du rapport de la moyenne à la variance. Il est donc recommandé de calculer le nombre de sous-échantillons pour les endroits qui présentent la plus grande variabilité et d'appliquer les valeurs obtenues à toutes les zones, de manière à uniformiser l'effort d'échantillonnage. Cette recommandation dictée par la prudence fournit des estimations plus précises dans les habitats plus homogènes, mais elle permet d'uniformiser l'effort d'échantillonnage entre les zones et les stations répétées. Il convient en outre de noter que dans le cas des populations agrégées, même si la moyenne globale ne devrait pas varier, selon l'échelle d'agrégation par rapport à la taille de l'échantillonneur, la variance varie en fonction de la taille de l'échantillonneur. En conséquence, les estimations de la taille de l'échantillon fondées sur les données préliminaires ne sont utiles que si l'échantillonneur utilisé est du même type et de la même taille que celui qui a servi à la collecte des données préliminaires. Lorsqu'il est impossible de déterminer l'effort d'échantillonnage à partir des données d'un cycle antérieur de l'étude, le dénombrement des organismes dans les

sous-échantillons prélevés dans le cadre de l'étude en cours au moment de leur traitement et le calcul des moyennes et des variances permettent de déterminer le nombre d'échantillons qui doivent être traités en laboratoire. Toutefois, cette approche *a posteriori* suppose qu'un nombre suffisant d'échantillons ont été prélevés sur le terrain, de telle sorte que l'effort consacré au calcul de la taille de l'échantillon *a priori* à l'intérieur d'une sous-station atténue les problèmes causés par un effort d'échantillonnage insuffisant.

Une autre approche utilise l'abondance et la variance pour déterminer l'effort de sous-échantillonnage et la précision et peut être utilisée pour déterminer le nombre de sous-échantillons de terrain à prélever à chacune des stations répétées. Cette méthode est fondée sur le rapport qui existe entre l'abondance moyenne à une station donnée et la variance à l'échelle de toutes les stations répétées dans la zone ou le long du gradient à l'étude. Downing (1979, 1986) a utilisé la loi de puissance de Taylor (1961) pour estimer le degré d'agrégation dans une communauté d'invertébrés benthiques dulcicoles et ainsi déterminer l'effort d'échantillonnage requis pour réduire la variance à un niveau acceptable. Il faut en effet un nombre donné d'organismes dans chaque station répétée pour estimer avec la précision requise l'abondance moyenne à partir de l'échantillon. Vézina (1988) a utilisé la même méthode pour déterminer empiriquement le degré d'agrégation de communautés benthiques marines. L'équation de régression de la puissance décrivant le " rapport " entre les logarithmes de l'abondance moyenne à une station donnée et de la variance à l'échelle de toutes les stations donne une formule qu'on peut ensuite utiliser pour déterminer la variance estimée attendue pour une abondance donnée d'organismes dans la région visée par l'étude. À partir de là, la variance estimée pour chaque valeur d'abondance moyenne à chaque station répétée est calculée comme l'a fait Elliott (1977) pour estimer le nombre de sous-échantillons devant être prélevés à cette station répétée. Les méthodes d'Elliott (1977) et de Downing (1979) se distinguent par le fait que la variance utilisée dans l'équation pour déterminer le nombre de sous-échantillons de terrain est fondée, dans le premier cas, sur la variance de l'échantillon et, dans le deuxième cas, sur la variance calculée pour la moyenne de l'échantillon à partir de l'équation de puissance intégrant l'ensemble des échantillons de la région étudiée. En outre, l'indice d'agrégation (pente) déduit de l'équation de régression de la puissance peut ensuite être utilisé pour déterminer la méthode la plus appropriée pour transformer les données aux fins des analyses statistiques paramétriques. Malheureusement, cette méthode présume que l'agrégation est uniforme dans toute la région d'étude, ce qui n'est pas nécessairement le cas lorsqu'un agent de stress environnemental externe intervient. Toutefois, la validité de l'ajustement des valeurs de la moyenne et de la variance à l'équation de régression logarithmique fournit une bonne indication du degré de validité de l'hypothèse d'agrégation homogène. Le cas échéant, les valeurs aberrantes doivent être exclues de l'analyse afin d'éviter une distorsion des résultats. Comme le degré d'agrégation des communautés benthiques peut varier sous l'influence des changements des conditions environnementales naturelles ou anthropiques, il est conseillé d'examiner le rapport qui existe entre la moyenne et la variance chaque fois qu'on procède à un échantillonnage du benthos. Enfin, il convient de noter que l'équation de régression de puissance utilisée ici pour le calcul du nombre de sous-échantillons de terrain ne présente

aucun lien avec les analyses de puissance servant à déterminer le nombre de stations répétées (voir les sections précédentes).

2. Relation entre le nombre et la distribution des différentes espèces et la représentativité des échantillons

Pour vérifier si le nombre d'espèces échantillonnées est suffisant, on peut utiliser des méthodes simples de raréfaction comme la " courbe de l'abondance des espèces " ou la courbe des espèces par rapport à la superficie d'échantillonnage (voir Burd *et al.*, 1990), lesquelles comparent le nombre d'espèces obtenu au nombre de spécimens pour des nombres différents de répétitions groupées. Cette analyse est particulièrement importante dans les régions arctiques, où la diversité peut être élevée, mais seulement à une échelle spatiale dépassant largement la portée de l'échantillonnage. En d'autres mots, le nombre d'espèces par rapport à l'abondance est élevé, mais l'abondance est passablement faible. La même situation peut également se présenter en haute mer. Toutefois, à cause des hypothèses relatives à la distribution sous-jacente des organismes en relation avec les courbes d'abondance logarithmique des espèces, la méthode fondée sur la courbe de similitude par rapport à la superficie échantillonnée, qui utilise des indices de similitude liés aux données de présence/absence afin de déterminer l'effort d'échantillonnage requis pour obtenir un degré de similitude globale acceptable de la faune entre les sous-stations, apparaît mieux adaptée à la situation (Weinberg, 1978, Kronberg, 1987).

Si les données préliminaires font défaut ou ne permettent pas de déterminer le nombre de sous-échantillons de terrain requis pour obtenir une collection représentative d'espèces, on peut procéder à une vérification très simple de l'effort d'échantillonnage. Si l'on estime qu'un nombre X d'échantillons par station répétée suffit pour récupérer 95 % des espèces benthiques présentes à n'importe quelle des stations répétées, on peut recueillir et analyser un nombre supplémentaire d'échantillons dans quelques stations choisies. La détermination de la diversité maximale obtenue à l'aide de ces échantillons supplémentaires permettra d'établir si le nombre original d'échantillons suffisait pour atteindre l'objectif visé de 95 % (à l'aide d'une courbe espèces/superficie).

5.11.6 Utilisation d'ellipses de probabilité pour les plans ACR

Dans le cadre d'une vaste étude sur la qualité de l'eau des cours d'eau réalisée au Royaume-Uni en 1990, un certain nombre de méthodes permettant de circonscrire le continuum de réponses en une série de bandes représentant les niveaux de qualité biologique ont été élaborées (Clarke *et al.*, 1992). Cette étude a fourni une représentation simplifiée du continuum de réponses dans des sites présentant une qualité biologique allant d'élevée à faible. Cette façon de faire paraissait un mécanisme approprié pour obtenir un constat de la qualité biologique et établir des comparaisons générales dans le temps et l'espace utiles dans une perspective de gestion. Du point de vue de la gestion, il est souhaitable d'assigner un niveau de perturbation. À cette fin, il faut établir des catégories de réponse allant de faible à grave. Dans l'étude précitée (Clarke *et al.*, 1992),

un certain nombre de systèmes de classification des réponses ont été considérés et évalués. Le seuil entre les sites non stressés et stressés (bande A) a été fixé au seuil de probabilité de 90 % (É.-T. = 1,64) pour le nombre de taxons et le score BMWP (Biological Monitoring Working Party) et à 95% pour le score moyen par taxon (Average score per taxon – ASPT). En Australie, le seuil est fixé à 2 É.-T. pour le nombre moyen de taxons au site de référence. Enfin, la valeur de 95 % est souvent retenue comme limite pour la détermination d'un effet biologique pour les données univariées et les descripteurs simples des communautés (Lowell, 1997). Au Royaume-Uni, Wright (1995) a distingué les différents niveaux de perturbation en quantifiant les seuils pour les sites stressés et non stressé à l'aide de trois bandes de dimensions égales. Selon Wright (1995), il n'y a aucune raison logique de choisir un autre système pour diviser le continuum de sites.

Une approche similaire peut être utilisée pour établir des niveaux d'impact à l'aide de méthodes d'ordination multidimensionnelle. L'assemblage d'invertébrés de référence peut être décrit d'après sa distribution dans un espace réduit, et l'assemblage de n'importe quel site peut être caractérisé par sa position dans cet espace bidimensionnel (X et Y) (figure 5.9). Plus deux sites se ressemblent, plus ils seront rapprochés l'un de l'autre dans cet espace XY. Si l'on utilise cette approche pour déterminer la taille d'un effet pour un assemblage d'invertébrés, il faut positionner tous les sites de référence dans cet espace, de même que le(s) site(s) à l'étude. La probabilité que le(s) site(s) étudié(s) soi(en)t comparable(s) aux sites de référence est déterminée en traçant des ellipses de probabilité pour les sites de référence SEULEMENT. Reynoldson *et al.* (1999) ont choisi l'ellipse de probabilité de 90 % comme représentant la première bande, soit le seuil à partir duquel un site peut être considéré comme équivalent aux sites de référence. Ils ont préféré utiliser cette ellipse plutôt que l'ellipse de 95 %, plus typique, jugeant l'approche multivariée plus bruyante que les mesures univariées individuelles et estimant par conséquent nécessaire d'adopter un seuil plus conservateur. Les sites dans l'espace réduit compris dans l'ellipse le plus petit (probabilité de 90 %) pouvaient être considérés comme équivalents aux sites de référence et, de ce fait, non perturbés. En accord avec les arguments de Wright *et al.*, Clarke *et al.* (1992) et Wright (1995) ont utilisé deux autres ellipses (figure 5.9) de même largeur pour raffiner l'examen des écarts par rapport aux sites de référence. Les sites compris entre l'ellipse la plus petite (90 %) et l'ellipse suivante (99 %) peuvent être considérés comme potentiellement différents, la probabilité que la variabilité naturelle soit en cause s'élevant à 10 %. Les sites compris entre l'ellipse de 99 % et la plus grande ellipse (99,9 %) doivent être considérés comme différents, la probabilité qu'il en soit autrement s'élevant à seulement 1 %. Enfin, les sites se trouvant à l'extérieur de l'ellipse de 99,9 % sont déclarés très différents.

Taxonomie des invertébrés benthiques

5.11.7 Niveau d'identification taxonomique

L'identification des organismes d'une communauté devrait satisfaire aux exigences du programme d'évaluation. Des recherches récentes indiquent qu'une identification poussée jusqu'à la famille fournit un niveau de résolution taxonomique suffisant pour détecter les réponses des communautés étudiées aux perturbations anthropiques (Warwick, 1988a, 1988b; Bowman et Bailey, 1997). Comme il a été mentionné antérieurement, le niveau de résolution taxonomique utilisé varie inévitablement d'une étape du suivi à l'autre, des niveaux plus fins étant requis pour détecter les effets environnementaux plus subtils.

Aux fins des **suivis initial** et **périodique en eau douce**, la ***famille*** est le niveau d'identification recommandé. Toutes les statistiques sommaires et les mesures descriptives doivent être calculées et présentées à ce niveau de résolution dans les rapports d'interprétation des résultats des suivis initial et périodique. Les organismes qui ne peuvent être identifiés avec la précision taxonomique requise doivent être regroupés dans une catégorie distincte dans la base de données fondamentale. L'utilisation de clés couvrant la région géographique étudiée est recommandée. Une liste détaillée de références taxonomiques pour divers groupes d'organismes dulcicoles est fournie à la section 5.22.

Bien que la famille soit le niveau d'identification recommandé pour la présentation des données et la détermination des effets, les mines peuvent opter pour une identification plus fine si elles jugent l'exercice souhaitable et profitable. Certaines conditions propres aux sites peuvent justifier une telle décision pour une partie ou l'ensemble des groupes familiaux. Par exemple, si les données historiques disponibles sur les invertébrés benthiques font intervenir un niveau d'identification plus poussé, il peut être souhaitable de poursuivre les travaux à ce même niveau à des fins de comparaison. Dans ce cas, on peut retenir ce niveau pour présenter les données sommaires et les mesures descriptives, à condition de fournir également un ensemble de données sommaires applicable au niveau familial.

Les deux objectifs du **suivi ciblé** peuvent nécessiter des niveaux de résolution taxonomique différents. L'identification jusqu'à la famille convient pour la détermination de la *portée géographique de l'effet*. Le premier objectif rappelle ceux des suivis initial et périodique par sa portée, la seule différence majeure étant l'ajout de zones exposées plus éloignées du point de rejet de l'effluent. Poussée jusqu'à la famille, l'identification fournit les informations nécessaires pour calculer et communiquer les données sommaires et les mesures descriptives requises reflétant la portée géographique de l'effet.

Le deuxième objectif du suivi ciblé, à savoir déterminer *l'ampleur de l'effet*, peut justifier l'utilisation de la famille comme niveau d'identification, mais il peut aussi nécessiter une

identification plus fine. La question suivante peut orienter le choix du niveau d'identification requis aux fins de l'évaluation de l'ampleur de l'effet :

- Quel est l'ampleur de l'effet sur des groupes taxonomiques choisis reconnus comme potentiellement sensibles aux caractéristiques de l'effluent (en d'autres mots, combien de groupes sont affectés parmi les familles sensibles?)?

L'une ou l'autre des options suivantes peut être utilisée dans le cadre du suivi ciblé pour évaluer l'ampleur de l'effet :

- Pousser jusqu'au niveau taxonomique pratiquement possible l'identification de tous les organismes échantillonnés durant le suivi ciblé (voir la section 5.22). Le fait d'établir l'ampleur de l'effet de cette façon fournit des renseignements additionnels potentiellement utiles pour la conception de l'étude, au début de la recherche des causes.
- Revoir toutes les familles jugées significativement touchées durant le suivi initial afin de retenir les taxons qui permettent d'évaluer l'ampleur de l'effet dans les stations plus éloignées. Par exemple, si un effet a été observé parmi la famille des Baetidés (ordre des Éphéméroptères) durant le suivi initial, il convient de pousser plus loin (p. ex. jusqu'au genre) l'identification de tous les Baetidés échantillonnés durant le suivi ciblé. Cette approche permet de répertorier les taxons sensibles parmi la famille et d'évaluer l'ampleur de l'effet après examen des réponses observées à l'intérieur de ce sous-ensemble de taxons sensibles.
- D'autres approches scientifiquement défendables peuvent être utilisées pour évaluer l'ampleur des effets dans le cadre d'un programme de suivi ciblé.

5.11.8 Collections de référence

Pour obtenir des informations utiles pour le suivi des effets environnementaux, il faut s'assurer que l'identification des invertébrés est effectuée de façon uniforme durant toute la durée d'une étude ainsi que d'une étude à l'autre. Par conséquent, il est fortement recommandé aux fins des ESEE de constituer des collections d'organismes de référence à des fins de comparaison et de contrôle de la qualité des identifications. L'identité de chaque taxon versé dans la collection de référence devrait en outre être confirmée par un taxinomiste professionnel. Les collections de référence peuvent être utilisées pour confirmer des identifications, vérifier l'uniformité des déterminations taxonomiques effectuées au cours de plusieurs études et assurer la formation du personnel. Des protocoles pour la préparation et l'entretien de collections de référence d'invertébrés benthiques sont présentés dans un rapport préparé pour le Plan d'action du Fraser d'Environnement Canada (Green, 1994). En se conformant aux recommandations formulées dans ce rapport, chaque mine (ou groupe de mines) devrait constituer, entretenir et tenir à jour une collection de référence exhaustive contenant plusieurs spécimens représentatifs de chaque taxon et de chaque zone étudiée. Chaque spécimen devrait être identifié à l'aide d'une étiquette indiquant l'endroit et la date de capture. Ce

genre de collection occupe peu de place et loge normalement dans une seule armoire. Cette collection devrait être sous la garde de la mine. Si cette dernière ne dispose pas des installations ou du personnel requis pour constituer, maintenir et entretenir sa propre collection de référence, il se peut qu'une université ou un musée soit en mesure de le faire à sa place. Que la collection soit conservée sur place ou à l'extérieur, il est clairement dans l'intérêt de la mine de veiller à ce que cette collection puisse être utilisée ultérieurement à des fins de comparaison et de confirmation dans le cadre d'études subséquentes.

Pour tous les invertébrés berniques provenant d'environnements **marins ou estuariens**, il est recommandé de pousser l'identification jusqu'au ***plus bas niveau taxonomique pratiquement possible***, et jusqu'au genre et à l'espèce si la chose est possible. Dans les rapports d'interprétation, les données sommaires doivent être calculées et communiquées à ce même niveau. Divers auteurs ont examiné l'utilité de recourir aux taxons plus élevés pour le suivi environnemental de sites exposés à divers degrés de pollution organique en Europe (voir Warwick et Clarke (!993) et les références citées par ces auteurs). Toutefois, l'utilisation des taxons supérieurs dans les études des communautés d'invertébrés benthiques marins demeure à évaluer plus à fond, notamment lorsque l'objectif consiste à évaluer les effets des mines de métaux sur la biodiversité des invertébrés benthiques. Dans le cas du benthos marin, les spécimens juvéniles et immatures devraient être identifiés et dénombrés séparément des adultes, car ils réagissent différemment aux effets environnementaux.

Dans le cas des échantillons marins, il est recommandé d'utiliser les collections de référence, si celles-ci contiennent un nombre suffisant de spécimens représentatifs, non seulement aux fins précitées, mais aussi pour élaborer pour chaque mine une base de données sur la taille et la biomasse (comme un autre indicateur ou outil, voir la section 5.24). À cette fin, il est recommandé de conserver 5 à 10 spécimens représentatifs de chaque espèce, en notant pour chacune d'entre elles les valeurs moyennes de la largeur, de la longueur et du poids frais égoutté.

5.12 Variables environnementales connexes

La mesure de variables environnementales connexes peut fournir des éléments d'explication utiles pour l'interprétation des données. En conséquence, l'exercice de cartographie visuelle des habitats recommandé pendant la caractérisation du site devrait être étendu aux étapes de **suivis initial**, **périodique** et **ciblé**. En plus des caractéristiques des zones étudiées documentées durant la caractérisation du site (chapitre 3, tableau 3.1), certaines variables environnementales connexes devraient être mesurées pendant l'échantillonnage des organismes benthiques. Si la chose est à la fois réalisable et justifiée au plan scientifique, un ensemble limité de variables peut faire l'objet de mesures plus fréquentes (p. ex. température de l'eau).

Le lecteur trouvera d'autres renseignements utiles sur la sélection des descripteurs d'habitat permettant d'expliquer les tendances observées au sein des communautés d'invertébrés lotiques dans Wright *et al.* (1984), Corkum et Currie (1987), Corkum (1991) et Ormerod et Edwards (1987). Des listes des descripteurs les plus utiles pour les communautés lénitiques sont proposées par Johnson *et al.* (1991), Reynoldson *et al.* (1995) et Bailey *et al.* (1996). Plusieurs chercheurs (Clarke, 1993; Clarke et Ainsworth, 1993; Hargrave *et al.*, 1993, 1997; Warwick, 1993; Warwick et Clarke, 1993) ont étudié les réactions des communautés d'invertébrés et démontré qu'il est possible de distinguer les variations naturelles de celles engendrées par des facteurs de stress anthropiques.

Les variables environnementales connexes peuvent être distinguées en deux grandes catégories :

1) Variables pouvant fournir une indication directe du degré d'exposition à l'effluent;
2) Variables explicatives pouvant faciliter l'interprétation des résultats du suivi et aider les chercheurs à déterminer si des variables environnementales naturelles influent sur la structure de la communauté benthique ou sont liées à cette structure.

Les variables reflétant directement le degré d'exposition à l'effluent sont les variables mesurées aux fins du suivi de la qualité de l'eau. D'autres paramètres de la qualité de l'eau pouvant être mesurés selon les caractéristiques du site à l'étude sont énumérés au chapitre 6. Les variables choisies seront mesurées dans chaque zone d'échantillonnage pendant l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques.

Les variables explicatives devraient inclure des variables appropriées particulières à chaque site choisies parmi chacune des catégories mentionnées au tableau 5.5. Ces variables devraient être mesurées quantitativement à chaque station répétée durant l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques. Cette façon de faire permet d'établir un lien entre ces variables et la structure de la communauté d'invertébrés benthiques. Le maintien d'un tel effort d'échantillonnage est recommandé pour toutes les étapes du programme d'ESEE et options de plans d'étude (section 5.6) et est particulièrement indiqué pour les plans à gradient et l'approche fondée sur les conditions de référence.

Tableau 5-6: Variables explicatives connexes associées aux habitats des invertébrés benthiques dulcicoles.

Ces variables doivent être mesurées à chaque station durant toute la durée du programme d'ESEE. Les méthodes sont décrites à la section 5.21.

Catégorie	Variables	Notes
Description de l'habitat	Ordre du cours d'eau Bassin hydrographique	
Paramètres physico-chimiques	Température de l'eau Oxygène dissous pH Conductivité Alcalinité Turbidité Eléments nutritifs	(L'installation d'un enregistreur des variations thermiqu indiquant le nombre total de degrés-jours serait plus utile q des enregistrements ponctuels de la température.)
Paramètres morphométriques	Largeur pleins bords Largeur mouillée Profondeur Pente	Voir la section 5.21 pour les définitions des divers types de largeur.
Débit	Vitesse Hydrogramme	L'accès à des hydrogrammes saisonniers peut faciliter le choix des saisons appropriées, mais leur utilité se limite aux sites pour lesquels on dispose d'informations provenant d'une station locale de relevés hydrographiques d'EC. L'installation d'une station de jaugeage ou la mesure ponctuelle du débit n'est pas recommandée, à moins que la chose se justifie d'un point de vue scientifique.
Substrat	Degré d'envasement Composition (% galets, gravier, sable, etc.)	Pour les habitats soumis à l'érosion. Pour les habitats soumis à l'érosion.
Chimie des sédiments	Granulométrie des sédimen fins et COT	Pour les habitats sédimentaires. *Note – les échantillons peuvent être conservés à des fins d'analyses chimiques ultérieures si un effet est détecté.*
Zone riveraine	Végétation riveraine Couverture végétale (%)	

5.13 Harmonisation des programmes d'échantillonnage des invertébrés benthiques et des sédiments

Les échantillons de sédiments doivent être prélevés aux mêmes stations répétées et en même temps que les échantillons d'invertébrés benthiques. Ils devraient faire l'objet d'une analyse granulométrique et d'un dosage du COT, et des sous-échantillons représentatifs doivent être conservés en vue d'éventuelles analyses chimiques. De plus amples renseignements sur les paramètres à analyser et les méthodes d'analyse recommandées sont fournis au chapitre 8.

Pour les programmes de suivi dans le cadre desquels l'échantillonnage des invertébrés benthiques est effectué dans des zones d'érosion, l'échantillonnage des sédiments visant à amasser des données sur des variables environnementales connexes n'est pas recommandé. Certaines des méthodes utilisées pour l'échantillonnage des sédiments dans les zones d'érosion nécessitent un équipement sophistiqué ou deux visites sur le terrain pour l'installation et la récupération des pièges à sédiments. Toutefois, l'utilisation de ces méthodes d'échantillonnage dans certaines zones d'érosion présentant des conditions particulières peut fournir des renseignements utiles pour l'évaluation du niveau d'exposition à l'effluent (voir le chapitre 8). Ces approches doivent être considérées durant l'exercice de conception des plans d'étude pour le suivi ciblé ou la recherche des causes, car elles peuvent livrer des renseignements utiles sur les variables environnementales connexes et faciliter la recherche des causes.

5.13.1 Examen des variables environnementales connexes en vue des suivis subséquents

Durant l'élaboration du plan d'un suivi subséquent éventuel, il convient d'examiner les résultats des suivis précédents ainsi que les variables environnementales connexes qui ont été mesurées dans le cadre de ces suivis en tenant compte des objectifs de l'étape en cause. Les questions suivantes devraient orienter l'examen des variables environnementales connexes déjà mesurées :

- Des corrélations ont-elles été établies entre les variables environnementales connexes mesurées et les caractéristiques de la communauté d'invertébrés benthiques?
- Convient-il d'ajouter ou de retirer des variables environnementales connexes à la liste des variables à mesurer?
- Le degré d'exposition à l'effluent minier a-t-il été déterminé ou vérifié dans la zone à l'étude?

On trouvera des renseignements utiles sur la sélection des descripteurs d'habitat permettant d'expliquer les tendances observées au sein des communautés d'invertébrés marins dans Clarke (1993), Clarke et Ainsworth (1993), Hargrave *et al.* (1993, 1997), Warwick (1993) et Warwick et Clarke (1993). Ces auteurs ont décrit les réactions des communautés d'invertébrés et démontré qu'il est possible de distinguer les variations naturelles de celles engendrées par des facteurs de stress anthropiques. Tous les facteurs énumérés ne s'appliquent pas nécessairement à tous les types d'habitats. Par exemple, la salinité peut présenter un intérêt uniquement dans le cas des habitats intertidaux ou estuariens. La répartition granulométrique des sédiments et les concentrations de sulfures et de COT ne s'appliquent qu'aux sédiments non consolidés.

Tableau 5-7: Variables explicatives connexes associées aux habitats des invertébrés benthiques marins ou estuariens.

Ces variables devraient être mesurées à chaque station durant toute la durée du programme d'ESEE.

Catégorie	Habitat[1]	Variables recommandées dans tous les sites	Variables particulières à chaque site[2]	Notes
Description de l'habitat	E,M E, I	Exposition aux vagues	Stabilité de la colonne d'eau Érosion par la glace, gel Cycle et amplitude des marée	Stagnation, remise en suspension d fond, renversement causé par la gla de surface, etc.
Paramètres physico-chimiques	E, M E, I E, M, I	Oxygène dissous près d fond Lumière Salinité	Température de l'eau Couleur ou turbidité	Les faibles teneurs en oxygèn peuvent affecter les communautés. Les gradients de températu prononcés dans les estuaires peuve affecter les communautés. Les effets saisonniers de température dans les régions minièr arctiques peuvent être importants. La réduction de lumière occasionn par la coloration de l'effluent ou présence de particules fines suspension peut réduire la productio primaire et(ou) perturber fonctionnement des organes filtration des organismes benthiques
Paramètres morphométriques	E, M E, I	Profondeur Pente		
Chimie des sédiments	E, M E, M, I	Carbone organique tot (COT) ou résidus volati (RV) Potentiel d'oxydo-réductio Sulfures totaux	Rapport C/N dans l sédiments	Les effets peuvent être liés à u diminution des concentratio naturelles de COT causés par l résidus inorganiques. Le rapport C/N est affecté par proportion de plantes terrestres aquatiques dans les dépôts marins est utile pour éliminer des facteu confondants comme les estacad flottantes, les usines de pâtes papiers, etc. Le potentiel d'oxydo-réduction d sédiments aide à situer la ligne démarcation anoxique/oxique da les sédiments. Les concentrations de sulfures da les sédiments indiquent l'ampleur la nature de la réponse microbienne l'enrichissement organique.
Substrat	E, M	Granulométrie des sédimen Structure du lit Matrice : rapport construction, Degré d'envasemer texture, couleur et épaisse des couches dans les carott		
Débit	E, M		Vitesse du courant	

(1) E = estuarien, M = marin, I = intertidal
(2) Variables dont la mesure est recommandée si les conditions locales l'exigent

5.14 Autres variables environnementales connexes

Aucune information sur les indicateurs biotiques autres que les invertébrés benthiques n'est requise aux fins des évaluations menées à bien dans le cadre du programme d'ESEE. Il est toutefois possible d'examiner un certain nombre de ces indicateurs si les conditions particulières au site l'exigent.

Au terme de l'examen des résultats des suivis initial et périodique, et durant l'étape de conception du plan pour le **suivi ciblé** ou la **recherche des causes**, il convient d'évaluer l'utilité et la pertinence écologique des indicateurs biotiques additionnels suivants :

- biomasse et composition taxonomique du périphyton ou du phytolancton;
- biomasse et composition taxonomique des macrophytes;
- biomasse et composition taxonomique du zooplancton (pour les lacs);
- autres variables associées aux communautés d'invertébrés benthiques : p. ex. biomasse, résolution taxonomique plus fine, production secondaire, paramètres dénotant le degré de santé et d'adaptation des populations;
- tout autre indicateur dont l'examen se justifie pour des raisons scientifiques.

La pertinence d'examiner ces indicateurs dans le cadre d'un programme d'ESEE est examinée à la section 5.24. Il convient toutefois de noter que ces indicateurs biotiques sont des outils potentiels et non des solutions de remplacement à l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques. La mise au point de nouvelles méthodes pourrait entraîner l'application d'outils ou d'indicateurs additionnels.

5.15 Évaluation et interprétation des données

5.15.1 Méthodes de traitement des données

5.15.1.1 AQ/CQ pour la saisie et la vérification des données

Une fois la saisie des données achevée, la première étape de l'analyse des données consiste à vérifier les erreurs de transcription. L'omission de cette étape peut compromettre sérieusement la validité des analyses subséquentes. Il importe de vérifier toutes les données saisies en comparant un exemplaire imprimé du fichier aux feuilles de données brutes. Idéalement, cette vérification ne devrait pas être confiée à la personne qui a effectué la saisie originale. Les études des communautés écologiques produisent généralement de grandes matrices de données, des observations étant compilées à chacune des stations d'échantillonnage pour chaque taxon inventorié, et le nombre de taxons pouvant s'élever à plusieurs centaines. Les ordinateurs et les logiciels de

statistiques multivariées facilitent en général la synthèse des données permettant l'examen de l'évolution spatio-temporelle de l'état d'une communauté d'organismes (Hensler, 1984; Ludwig et Reynolds, 1988). Étant donné la nature et la quantité des données recueillies, il convient d'apporter un soin particulier à leur traitement afin d'éviter les erreurs de saisie et une utilisation fautive des données ultérieurement. Les systèmes à double entrée et les vérifications de transcription à partir des registres originaux sont des techniques de contrôle de la qualité utiles. On distinguera clairement le manque de données de l'absence d'un taxon en utilisant des codes uniques différents de 0 pour identifier les valeurs manquantes, avec des définitions de codes intégrées dans chaque fichier. L'utilisation de fichiers de données inaltérables (à lecture seulement) non inscriptibles permet d'assurer l'intégrité des données. Les préoccupations relatives à l'AQ/CQ en matière d'analyse des données comprennent : la vérification et la validité des données, la répétabilité et la robustesse des analyses statistiques et la rigueur et la pertinence des analyses. Selon Gibbons *et al.* (1993), les résultats de l'analyse des données devraient être reproductibles. En d'autres mots, un chercheur analysant les données présentées en annexe d'un rapport particulier et utilisant les méthodes décrites dans ce rapport devrait parvenir aux mêmes conclusions que l'auteur du rapport. Les précautions additionnelles suivantes s'imposent durant la vérification et l'analyse des données :

1) recourir à un personnel ayant reçu une formation appropriée et possédant l'expérience requise;
2) tenir des exercices sélectifs en vue de repérer les erreurs de transcription, les valeurs aberrantes et toutes autres données douteuses;
3) présenter les données brutes sous forme de bases de données électroniques et les annexer aux rapports;
4) décrire les méthodes (tests statistiques particuliers) et les logiciels (le cas échéant) utilisés aux fins des analyses;
5) prendre des notes détaillées sur les analyses des données.

On trouvera de plus amples renseignements sur tous les aspects des méthodes d'AQ/CQ applicables aux programmes de suivi des invertébrés benthiques dans le rapport ETIMA 1999 (Beak,1999).

5.15.1.2 Traitement des valeurs aberrantes

Si la saisie a été effectuée correctement, les données doivent être synthétisées, épurées des valeurs erronées et aberrantes, évaluées quant à leur normalité et, le cas échéant, transformées (Gibbons *et al.*, 1993). Diverses techniques de représentation graphique comme les diagrammes en rectangles et moustaches, les courbes de distribution normale et les diagrammes arborescents peuvent être utilisés pour repérer les valeurs extrêmes (valeurs aberrantes véritables ou erreurs de saisie) (voir Tukey, 1977). Norris et Georges (1993) recommandent d'examiner les estimations de l'abondance de chaque taxon afin de déterminer si les valeurs enregistrées sont plausibles. Ils recommandent également de

calculer les moyennes et les écarts-types, les valeurs excessivement élevées ou faibles pouvant indiquer des erreurs. Les valeurs extrêmes ou aberrantes qui ne sont pas dues à des erreurs doivent être conservées, car leur élimination entraînerait la perte d'observations et, de là, une baisse de la puissance statistique associée à l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques. Il convient plutôt de souligner l'existence de ces valeurs dans le rapport et d'en préciser l'incidence sur les résultats en procédant à une nouvelle analyse après exclusion de ces valeurs.

5.15.2 Organismes inconnus ou immatures

Certains échantillons peuvent contenir des spécimens immatures impossibles à identifier jusqu'au niveau de résolution taxonomique recommandé. Une telle situation peut également survenir lorsque des caractéristiques essentielles à l'identification sont perdues à cause d'une conservation inadéquate des échantillons (p. ex., dissolution des coquilles des mollusques par le formol non tamponné). Pour rendre compte correctement des données brutes, il convient de mentionner ces taxons non identifiés et leur abondance dans les fichiers de données électroniques et les annexes aux rapports. Toutefois, aux fins de l'analyse, les chercheurs doivent décider s'il convient ou non de répartir les spécimens inconnus selon l'abondance relative des taxons correctement identifiés. Il faut pour cela présumer que la répartition des spécimens inconnus correspond à celle des spécimens identifiés, ce qui n'est pas nécessairement le cas. Les solutions de rechange suivantes peuvent être considérées :

1. exclure tous les spécimens immatures ou endommagés;
2. regrouper tous les spécimens (matures et immatures, identifiés ou non) en une seule catégorie au niveau taxonomique supérieur suivant;
3. traiter les taxons non identifiés comme des catégories distinctes au cours de l'analyse.

La première option n'est pas la meilleure solution si le taxon " énigmatique " représente une grande proportion de la communauté benthique totale. La deuxième présume que tous les taxons appartenant à un niveau taxonomique supérieur réagissent de la même façon aux éventuels effets nocifs de l'effluent, ce qui n'est pas nécessairement le cas. Enfin, la troisième option aura des effets variables sur l'interprétation des données, selon l'abondance du taxon en cause. La solution retenue dépend de l'expertise et de l'expérience du chercheur, mais elle devrait obligatoirement être décrite en détail dans les rapports d'interprétation à la section traitant des méthodes utilisées.

Pour les études en milieux marins, on exige que les individus immatures et juvéniles soient dénombrés séparément des adultes, qu'il soit possible ou non de les identifier à l'espèce, de manière à ce que l'analyse de la communauté d'adultes soit soustraite à l'influence confondante des formes juvéniles transitoires. Ainsi, les analyses devraient présenter les résultats avec et sans la présence des immatures. Cette précaution est nécessaire puisque les formes benthiques récemment fixées présentent des caractéristiques de survie différentes de celles des adultes, lesquels sont présents dans les sédiments depuis beaucoup plus longtemps et intègrent les effets des perturbations de

leur habitat dans le temps. Selon la chronologie de l'échantillonnage, les juvéniles récemment fixés peuvent être abondants dans les échantillons, mais ils peuvent également tous périr en quelques jours sous l'influence des facteurs de stress, des prédateurs ou des espèces concurrentes. Il faut toutefois se garder de conclure que les données sur les immatures ne sont pas importantes. Toute variation importante du taux de fixation des immatures entre deux échantillons voisins prélevés dans des habitats physiquement homogènes peut trahir l'existence de niveaux de stress différents. La distinction de deux groupes permet simplement d'éviter de confondre les résultats.

5.15.3 Réduction et transformation des données

On procède souvent à la transformation des données sans s'inquiéter de ses effets sur l'interprétation des résultats. Les transformations ne devraient être envisagées que si l'on en connaît parfaitement les effets sur les données et leur interprétation, et uniquement si elles sont nécessaires pour assurer le bon déroulement des analyses statistiques. Les transformations doivent permettre :

1) d'homogénéiser les variances hétérogènes ou à dissocier la variance de l'abondance moyenne pour les analyses paramétriques;
2) de normaliser les distributions;
3) de linéariser les rapports entre les variables;
4) de réduire les effets sur l'analyse multivariée (ou l'ordination) des taxons extrêmement dominants au sein d'un groupe de données;
5) d'atténuer le problème que pose pour l'analyse la présence d'un trop grand nombre de zéros dans la matrice de données (voir Clarke et Green, 1988).

La réduction des données devrait servir uniquement à faciliter les analyses statistiques ou multivariées, et ce pour les mêmes raisons que celles invoquées pour la transformation des données (voir plus loin). La réduction des données peut entraîner l'élimination ou le regroupement de taxons plus rares, ou la réduction des sous-échantillons par regroupement ou calcul de moyennes. Il existe divers protocoles de réduction des données pour les communautés marines, mais les diverses réductions réalisées doivent être prises en compte dans l'interprétation subséquente des résultats des analyses de données. Par exemple, l'élimination des taxons rares pourrait conduire à l'exclusion d'au moins 90 % de la biomasse dans une station donnée si les organismes considérés sont de grande taille. Dans certains cas, on peut regrouper les taxons rares dans le niveau taxonomique supérieur, ce qui limite la perte d'informations mais rend plus hypothétique le comportement uniforme des groupes taxonomiques mixtes ainsi formés. Stephenson et Cook (1980) passent en revue les principales méthodes de réduction des données et Burd *et al.* (1990) examinent certaines considérations écologiques associées à ces méthodes.

On a souvent appliqué des méthodes de transformation logarithmique aux données sur les invertébrés benthiques, parce que l'abondance de ces organismes varie typiquement selon une courbe exponentielle (Green, 1979). La transformation logarithmique réduit

l'importance des membres numériquement dominants et accroît la probabilité de résolution de la structure lorsque les différences observées sont dues à des taxons d'abondance moyenne ou rare. Toutefois, la transformation logarithmique est passablement radicale. D'autres chercheurs ont préconisé le recours à d'autres formes de conversion géométrique comme la racine carrée, la racine cubique, la racine à la puissance quatre, le logarithme naturel, etc. (voir Hoyle, 1973; Tukey, 1977; Hoaglin *et al.*, 1983 ; Downing, 1981). Downing (1979) a démontré empiriquement que la meilleure transformation d'ensemble pour stabiliser la variance pour le benthos dulcicole était la racine à la puissance quatre ($x^{0,25}$), puisque cette méthode améliore grandement la performance des méthodes multivariées paramétriques comme l'ordination. Après avoir répété l'exercice avec des communautés subtidales marines, Vézina (1988) a conclu que ces communautés étaient empiriquement moins agrégées que les communautés dulcicoles et qu'elles nécessitaient donc une transformation moins radicale (p. ex. $x^{0,4}$). Toutefois, les deux chercheurs ont insisté sur l'importance d'analyser les rapports entre la moyenne et la variance en vue de trouver la méthode de transformation la plus appropriée pour une communauté donnée. Cette précaution permet en outre de vérifier si la transformation choisie a bel et bien permis de stabiliser la variance.

5.16 Exigences relatives à la présentation des données

Les données sont présentées sous la forme d'une base de données électronique ou sur support papier (rapport d'interprétation), conformément aux spécifications d'Environnement Canada. L'ensemble complet des données de base, incluant les données concernant les taxons rares ou d'abondance très variable et les identifications ambiguës, devrait être conservé sous cette forme, même si une filtration des données a été réalisée avant le calcul des descripteurs de la communauté. On peut ainsi recourir à d'autres méthodes de filtration, de calcul des descripteurs ou d'analyse de rechange lors des analyses ou méta-analyses ultérieures. La liste présentée ci-après énumère les aspects des ESEE sur les invertébrés se rattachant aux travaux sur le terrain et en laboratoire et à l'analyse des données qui doivent être décrits dans le rapport d'interprétation.

Travaux sur le terrain

1. conserver les feuilles de terrain pendant six ans;
2. préciser l'emplacement des stations répétées (coordonnées de quadrillage);
3. préciser la date et l'heure de l'échantillonnage;
4. indiquer la composition de l'équipe d'échantillonnage;
5. décrire l'habitat, y compris les variables environnementales connexes;
6. décrire les méthodes d'échantillonnage utilisées, y compris le type et la taille des dispositifs d'échantillonnage ainsi que le type et le maillage des tamis.

Travaux en laboratoire

1. conserver les feuilles de rapport d'analyse pendant six ans;

2. consigner les données brutes pour chaque sous-échantillon de terrain individuel ou regroupé, en précisant les taxons présents et le nombre de spécimens;
3. décrire les méthodes et le niveau de sous-échantillonnage utilisés lors du tri en laboratoire;
4. préciser l'efficacité du tri effectué;
5. indiquer les références taxonomiques consultées;
6. préciser le lieu où sont conservées les collections de référence et décrire les vérifications taxonomiques effectuées.

Analyse des données

1. fournir en annexe des tableaux de l'abondance de chaque taxon répertorié dans chaque échantillon;
2. fournir des tableaux synoptiques des descripteurs calculés avec des estimations de la variance;
3. fournir des estimations de la puissance atteinte durant l'étude;
4. décrire les effets des valeurs aberrantes ou extrêmes sur les résultats (le cas échéant);
5. préciser dans quelle mesure les objectifs de qualité des données, les modes opératoires normalisés et les protocoles d'échantillonnage ont été respectés, et signaler tout problème éventuel décelé au cours de l'AQ/CQ.

5.17 Synthèse des résultats des suivis

Les informations qui doivent être synthétisées pour chaque étude de suivi sont les suivantes :

Description du programme d'échantillonnage :

- sommaire du plan d'étude (et tout écart éventuel par rapport au plan établi)
- emplacement des stations (latitude et longitude et description écrite)
- nombre de stations
- nombre de sous-échantillons de terrain prélevés
- type et taille des dispositifs d'échantillonnage utilisés
- dimensions des mailles du dispositif d'échantillonnage et des tamis utilisés pour la réduction ou le tri des échantillons en laboratoire;
- date des séances d'échantillonnage
- types d'habitats
- variables environnementales mesurées
- méthodes de tri utilisées en laboratoire (a-t-on procédé à un sous-échantillonnage?)
- méthodes d'AQ/CQ.

Sommaire des descripteurs de la communauté d'invertébrés benthiques suivants :

- Densité totale des invertébrés*
- Richesse (nombre de taxons)*

- Indice de diversité de Simpson*
- Coefficient de Bray-Curtis*
- Équitabilité
- Densité de chaque taxon (familles)
- Abondance relative de chaque taxon (familles)
- Présence ou absence de taxons (familles)

* Calculs effectués pour déterminer les effets sur la communauté d'invertébrés benthiques.

De nombreux autres descripteurs applicables aux invertébrés benthiques sont proposés dans la littérature spécialisée. Ces descripteurs permettent d'examiner de nombreuses questions associées aux communautés d'invertébrés benthiques. D'autres descripteurs propres à des sites particuliers peuvent être calculés et utilisés aux fins de l'évaluation des effets. Resh *et al.* (1995) énumèrent les divers critères qui orientent la sélection de ces descripteurs et évaluent l'applicabilité de ces outils à l'étude des invertébrés benthiques.

5.17.1 Calcul et présentation des descripteurs de la communauté d'invertébrés benthiques

Densité totale des invertébrés : nombre total de spécimens capturés par station, toutes catégories taxonomiques confondues, exprimé par unité de surface (p. ex. nombre d'invertébrés/m^2). Les valeurs de densité devraient être indiquées pour chaque station. Ces valeurs doivent être accompagnées de la moyenne arithmétique (± E.-T. (erreur-type), ± É.-T. (écart-type)), de la médiane et des valeurs maximale et minimale pour la zone.

Richesse (nombre de taxons) (familles) : nombre total de catégories taxonomiques différentes capturées à chaque station. Ces valeurs doivent être accompagnées de la moyenne arithmétique (± E.-T., ± É.-T.), de la médiane et des valeurs maximale et minimale pour la zone.

Indice de diversité de Simpson (D) : l'indice de diversité de Simpson considère simultanément l'abondance et le nombre de taxons d'invertébrés. En d'autres mots, il rend compte de la contribution relative (ou proportionnelle) de chaque catégorie taxonomique au total observé à chaque station. La valeur de D calculée pour chaque station est indiquée, avec la moyenne arithmétique (± E.-T., ± É.-T.), la médiane et les valeurs maximale et minimale de D pour la zone. Le calcul de l'indice de diversité de Simpson s'effectue selon l'équation suivante (Krebs, 1995) :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{s} (p_i)^2$$

où :

D = indice de diversité de Simpson
S = nombre total de taxons à la station
p_i = proportion du $i^{ième}$ taxon à la station

Équitabilité (E) : l'équitabilité peut être calculée pour chaque station et sa valeur moyenne (± É.-T.) pour la zone devrait être signalée. Le calcul de l'équitabilité s'effectue selon l'équation de Smith et Wilson (1996) :

$$E = 1 / \sum_{i=1}^{s} (p_i)^2 / S$$

où :

E = équitabilité
P_i = abondance relative du i^e taxon à la stationS = nombre total de taxons identifiés à la station

Densité de chaque taxon (familles) : nombre d'invertébrés de chaque taxon (famille), exprimé par unité de surface (p. ex. nombre d'invertébrés/m^2). Les valeurs de densité doivent être indiquées pour chacun des taxons recueillis à chaque station. Ces valeurs doivent être accompagnées de la moyenne arithmétique (± É.-T.) pour la zone.

Abondance relative de chaque taxon (familles) : abondance relative (exprimée en pourcentage) de chaque taxon à chaque station. Les valeurs d'abondance relative doivent être indiquées pour chacun des taxons recueillis à chaque station. Ces valeurs doivent être accompagnées de la moyenne arithmétique (± É.-T.) pour la zone.

Absence/présence de taxons (familles) : présentée sous la forme d'une matrice indiquant la présence ou l'absence de chaque taxon à chaque station d'échantillonnage. Les colonnes correspondent aux stations, et les rangs, aux taxons.

Coefficient de Bray-Curtis (B-C) : le coefficient de Bray-Curtis est un coefficient de distance qui varie de 0 (deux sites possédant des descripteurs identiques) à 1 (deux sites totalement différents). La valeur du coefficient rend donc compte du degré d'association

entre les sites. Le coefficient B-C fait partie de la classe des coefficients de distance qualifiés de semimétriques. D'autres les appellent coefficient de dissimilitude. Le coefficient B-C mesure la différence de pourcentages entre les sites (Legendre et Legendre, 1983), et la distance statistique (D) se calcule selon l'équation suivante :

$$B\text{-}C = \frac{\sum_{i=1}^{n} |y_{i1} - y_{i2}|}{\sum_{i=1}^{n} (y_{i1} + y_{i2})}$$

où :

B-C = distance de Bray-Curtis entre les sites 1 et 2
Y_{i1} = nombre d'invertébrés de l'espèce i au site 1
Y_{i2} = nombre d'invertébrés de l'espèce i au site 2
n = nombre total d'espèces présentes dans les deux sites

La distance de Bray-Curtis (B-C) ainsi calculée à partir d'une médiane de référence calculée est indiquée pour chaque station, avec la moyenne arithmétique (± E.-T., ± É.-T.) et les valeurs maximale et minimale pour la zone. L'application de ce coefficient à la détermination des effets étant relativement nouvelle, nous présentons ci-dessous un certain nombre de références traitant de la question ainsi qu'un exemple détaillé illustrant l'utilisation de cet indice dans le cadre d'une étude de la communauté d'invertébrés benthiques.

La plupart des descripteurs des communautés d'invertébrés dont il est question ci-dessus rendent compte de l'abondance totale et de la richesse (ou nombre de taxons) et ne livrent aucune indication quantitative sur les organismes présents. L'utilisation d'un *indice de similarité* est également recommandée, car ces indices résument en un seul chiffre la différence globale de la structure des communautés entre les sites de référence et les sites exposés. En outre, ils ne reposent sur aucune prémisse concernant la nature de la communauté et varient dans une seule direction (Taylor et Bailey, 1997). Parmi les divers indices disponibles, le coefficient de Bray-Curtis (Bay et Curtis, 1957) est le plus fiable selon de nombreux auteurs (Pontasch *et al.*, 1989; Marchant *et al.*, 1984; Jackson, 1993; Bloom, 1981). Faith *et al.* (1991) ont montré que pour la détection des effets des mines d'uranium et d'or, le coefficient de Bray-Curtis était supérieur à sept autres coefficients et présentait de façon systématique une puissance statistique élevée du fait de sa faible sensibilité aux fluctuations temporelles dans les sites de référence et de sa sensibilité aux perturbations. Il est en outre peu affecté par la nature des communautés comparées (Bloom, 1981), et les différences ont la même contribution au calcul du coefficient, sans égard à l'abondance des espèces. Après avoir examiné quatre coefficients, Bloom (1981) a conclu que seul le coefficient de Bray-Curtis rendait fidèlement la vraie ressemblance entre les sites.

Exemple illustrant l'utilisation du coefficient de Bray-Curtis dans le cadre d'un programme d'ESEE

Cet exemple vise à illustrer comment il convient d'utiliser ce coefficient pour évaluer les effets sur les communautés d'invertébrés benthiques dans le cadre d'un programme d'ESEE. La base de données utilisée pour les besoins de la présente démonstration comporte 5 stations d'échantillonnage comprises dans la zone de référence et 5 autres dans la zone exposée, et 5 taxons.

1) la densité de chaque taxon est inscrite dans un tableau;
2) une densité médiane est calculée pour chaque taxon pour les stations de référence (voir tableau ci-dessous).

	Densité des taxons				
Stations de référence	Taxon 1	Taxon 2	Taxon 3	Taxon 4	Taxon 5
Réf. 1	2	3	2	3	1
Réf. 2	3	5	2	4	3
Réf. 3	9	1	1	1	1
Réf. 4	4	6	3	4	1
Réf. 5	5	4	2	3	2
Médiane de référence	4	4	2	3	1

3) Un tableau similaire est élaboré pour les stations exposées. Aucune médiane n'est calculée.

	Densité des taxons				
Stations exposées	**Taxon 1**	**Taxon 2**	**Taxon 3**	**Taxon 4**	**Taxon 5**
Exp. 1	23	4	2	10	1
Exp. 2	12	2	2	8	3
Exp. 3	14	6	1	6	2
Exp. 4	13	1	3	12	2
Exp. 5	15	3	2	4	1

4) La distance entre chaque station (référence et exposée) et la médiane de référence est calculée selon la séquence exposée ci-dessous pour la station 1. Pour cette approche, la médiane de référence pour un taxon donné devient y_{i2}, soit le nombre d'invertébrés de l'espèce i au site 2 dans l'équation présentée précédemment.

	Taxon 1	**Taxon 2**	**Taxon 3**	**Taxon 4**	**Taxon 5**
Réf. 1 (y_{i1})	2	3	2	3	1
Médiane de référence (y_{i2})	4	4	2	3	1
$\lvert y_{i1}-y_{i2} \rvert$ ou Réf. 1- médiane de référence	2	1	0	0	0
$(y_{i1}+y_{i2})$	6	7	4	6	2

En remplaçant les éléments de l'équation du coefficient B-C par leur valeur, on obtient :

$$B\text{-}C_{\text{réf1 Réfméd}} = \frac{2+1+0+0+0}{6+7+4+6+2} = \frac{3}{25} = 0{,}12$$

5) La distance par rapport à la médiane de référence est calculée de la même façon pour chaque station, et doit être indiquée pour chaque station, avec la moyenne (± É.-T.) pour la zone. Appliquée à la base de données, le calcul des distances selon le coefficient B-C donnerait les résultats suivants :

Station	$\Sigma \lvert y_{i1}-y_{i2} \rvert$	$\Sigma (y_{i1}+y_{i2})$	**Distance B-C à partir de la médiane**	**Moyenne ± É.-T.**
Réf. 1	3	25	0,12	0,18 ±0,06
Réf. 2	3	31	0,16	
Réf. 3	1	27	0,41	
Réf. 4	4	32	0,13	
Réf. 5	2	30	0,07	
Exp. 1	26	54	0,48	0,43 ± 0,03

Exp. 2	13	41	0,41	
Exp. 3	15	43	0,40	
Exp. 4	17	45	0,51	
Exp. 5	11	39	0,33	

6) Enfin, pour vérifier la présence éventuelle d'un effet dans la zone exposée, la distance B-C moyenne entre les stations de référence et la moyenne de référence (0,18 ± 0,06) peut être comparée statistiquement à la distance moyenne entre les zones exposées et la médiane de référence (0,43 ± 0,03).

5.18 Évaluation des résultats

5.18.1 L'effluent a-t-il un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques?

L'objectif de l'étude de la communauté des invertébrés benthiques réalisée dans le cadre du programme d'ESEE est de répondre à la question suivante :

" L'effluent a-t-il un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques? ". Un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques est défini comme une différence statistiquement significative entre les mesures d'une communauté d'invertébrés benthiques prises dans la zone exposée et celles prises dans la zone de référence ou une différence statistique entre les mesures prises dans les stations d'échantillonnage de la zone exposée qui indiquent un gradient décroissant de concentration d'effluent

Durant les étapes de suivi initial, périodique et ciblé, on conclura à l'existence d'un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques si un ou plusieurs des descripteurs clés suivants diffèrent de façon significative.

1) Densité totale des invertébrés
2) Richesse des taxons
3) Indice de diversité de Simpson
4) Coefficient de Bray-Curtis

Pour l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques, il est recommandé de calculer et d'indiquer les descripteurs de la communauté suivants :

Équitabilité
Densité de chaque taxon (familles)
Abondance relative de chaque taxon (familles)
Présence ou absence de taxons (familles)

Ces descripteurs sont essentiellement des indicateurs sommaires reflétant l'éventail des effets éventuels d'un effluent minier. Une analyse plus fine de ces descripteurs est présentée à la section 5.18.

L'équitabilité, la densité de chaque taxon, l'abondance relative de chaque taxon et la présence ou l'absence de taxons (familles) peuvent être utilisées pour l'**interprétation des effets, le cas échéant,** dans le cadre des suivis initial, périodique ou ciblé ou pour la **recherche des causes**. Bien que le recours à ces descripteurs soit recommandé pour la détermination et l'interprétation des effets, d'autres descripteurs particuliers aux sites peuvent se révéler utiles pour l'interprétation des données de suivi (voir Resh *et al.*, 1995).

Pour les analyses statistiques et la détermination du niveau de puissance approprié, les recommandations relatives à l'établissement de la taille de l'effet et des valeurs de α et de β formulées à la section 5.11.2 demeurent valides. Nous recommandions alors d'utiliser des valeurs de α et β égales ne dépassant pas 0,10. La méthode d'analyse convenant à chacun des cinq types de plans d'étude (analyse de variance, analyse de covariance, régression, analyse multivariée) est indiquée à la section 5.6.

Une dernière mise en garde s'impose concernant l'étude des effets sur la communauté d'invertébrés benthiques. Comme un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques est défini comme une différence statistiquement significative entre les mesures d'une communauté d'invertébrés benthiques prises dans la zone exposée et celles prises dans la zone de référence ou une différence statistique entre les mesures prises dans les stations d'échantillonnage de la zone exposée qui indiquent un gradient décroissant de concentration d'effluent, il est essentiel pour la mine de choisir un plan d'étude qui lui permettra de conduire une évaluation appropriée. Il est donc vital de bien choisir la ou les zones de référence (voir la section 5.8). L'exemple assez courant qui suit illustre l'importance de sélectionner judicieusement la ou les zones de référence. Si une mine opte pour un plan contrôle-impact simple comportant une zone de référence en amont, ce sont les différences relevées entre la communauté en amont et la communauté en aval qui, selon leur importance, indiqueront la présence ou l'absence d'effets. Toutefois, si les communautés se trouvant en aval sont perturbées par un facteur tel que le rétablissement du débit original en amont (p. ex. par suite d'une perturbation occasionnée par une digue), ces communautés, bien que différentes des celles se trouvant en amont, pourraient ressembler davantage, mais sans nécessairement être similaires, à celles d'une zone de référence choisie dans un bassin hydrographique adjacent (ou plus éloignée du point de rejet). En pareilles circonstances, la sélection d'une zone de référence additionnelle (voir l'exemple fourni à la figure 5.4a) pourrait bien être justifiée en dépit des coûts supplémentaires découlant d'une telle décision, l'interprétation et l'évaluation des effets à chaque site pouvant alors être réalisées de façon appropriée (dans cet exemple, les différences significatives relevées entre les zones en amont et en aval ne peuvent pas nécessairement être assimilées à un effet si un nombre suffisant de données additionnelles tendent à démontrer le contraire).

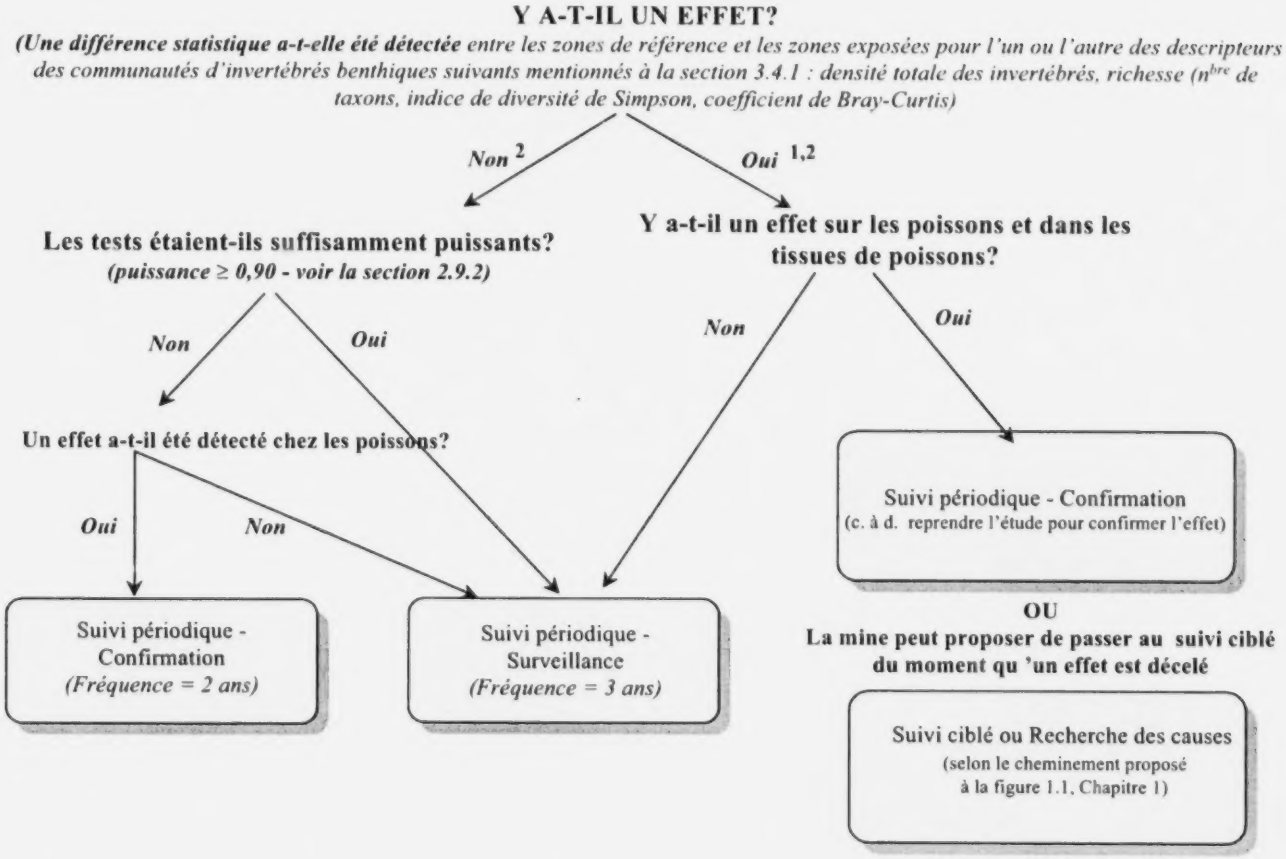
5.18.2 Quelle est la prochaine étape du programme d'ESEE?

Une fois l'analyse des données de suivi achevée, il faut décider quelle sera la prochaine étape du programme d'ESEE (figure 5.11). Cette étape dépend de la relation entre plusieurs facteurs clés qui sont brièvement examinés ci-dessous.

Figure 5.10: Arbres de décision pour l'évaluation des données

A) Fréquences de suivi recommandées: Résultats de la première étude des invertébrés benthiques

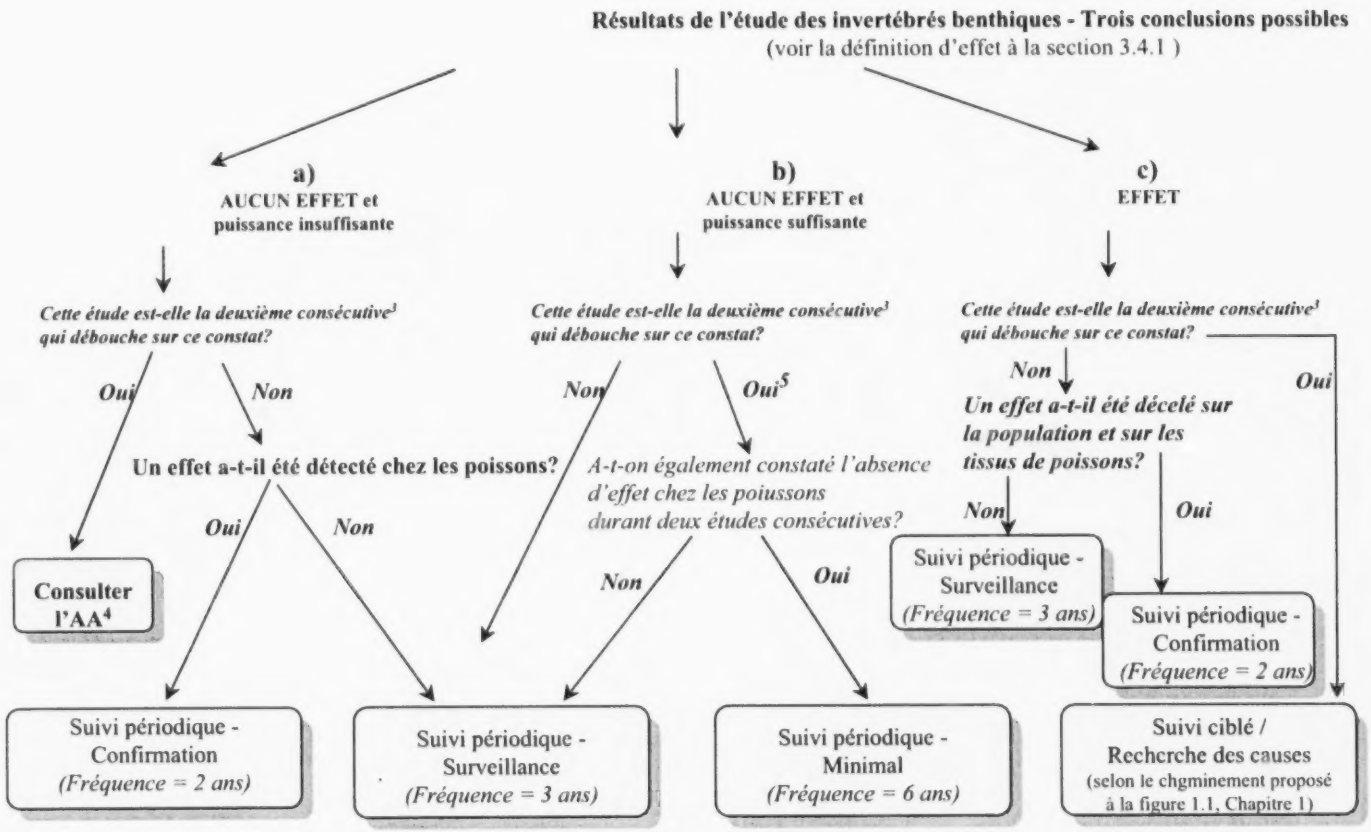
(ou données historiques acceptables - Sections 2.1 et 3.4.1)



1. S'il est établi que l'effluent minier a un effet sur l'environnement récepteur mais qu'on ne dispose pas des données nécessaires pour mener à bien les analyses statistiques, la mine peut répondre **OUI** à cette question et opter pour l'option 1 ou 2.
2. Voir la section 5.19.1 pour l'interprétation des effets.

Figure 5.10 (suite) Arbres de décision pour l'évaluation des données

B) Fréquence de suivi recommandée: Résultats de la deuxième étude des invertébrés benthiques ou des études subséquentes *(ou données historiques acceptables - Sections 2.1 et 3.4.1)*



3. Les études consécutives ne se succèdent pas selon une fréquence prédéterminée, mais il ne peut pas s'écouler plus de 6 ans entre chaque étude.
4. Avant d'entreprendre un autre exercice de conception de plan d'étude, il convient de consulter l'agent d'autorisation pour déterminer pourquoi le niveau de puissance souhaité n'a pas été atteint. S'il semble peu probable que la modification du programme de suivi sur le terrain permette de corriger ce problème, l'utilisation d'une autre méthode pourrait s'imposer (voir le tableau 5.2).
5. L'utilisation de données historiques à ce stade n'est pas recommandée.

Les facteurs pouvant orienter le processus de prise de décision sont présentés ci-dessous.

1. La conclusion statistique de l'étude des invertébrés benthiques.

L'étude de la communauté d'invertébrés benthiques peut conduire à l'une ou l'autre des trois conclusions statistiques suivantes :

a) aucun effet n'est détecté, mais la puissance est insuffisante (puissance < **0,90**);
b) aucun effet n'est détecté et la puissance est suffisante (puissance ≥ **0,90**);
c) un effet est détecté.

Si l'un ou l'autre des descripteurs clés (densité totale des invertébrés, richesse des taxons, indice de diversité de Simpson, coefficient de Bray-Curtis) révèle la présence d'une différence statistiquement significative entre les zones exposées et les zones de référence (ou le gradient), il faut conclure à la présence d'un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques. Diverses méthodes statistiques peuvent conduire à ce résultat. Le choix des méthodes dépend du plan d'étude du programme de suivi.

Si aucun effet n'est observé mais que la puissance est insuffisante, on recommande aux mines de procéder comme s'il y avait un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques et effectuer les suivis à la fréquence indiquée selon les résultats de l'étude des poissons. Par exemple, dans le cas où aucun effet n'a été décelé chez la communauté d'invertébrés benthiques et la puissance est insuffisante, mais où un effet a été observé durant le premier suivi biologique pendant l'étude de la population de poissons et les analyses de tissus de poissons, le suivi biologique suivant devrait être mené à bien dans les 24 mois suivants (suivi périodique -confirmation). Si la puissance est insuffisante, la mine peut réévaluer le nombre de stations d'échantillonnage retenues ou le plan d'échantillonnage choisi de manière à ce que la prochaine étude ait la puissance requise.

2. Les conclusions de l'étude des poissons précédente (voir la chapitre 4 pour de plus amples renseignements).

L'étude des poissons (population de poissons et tissus de poissons) peut conduire à l'une ou l'autre des quatre conclusions suivantes. Ces conclusions doivent être prises en compte durant la détermination de la prochaine étape de surveillance aux fins du suivi biologique. Ces quatre conclusions s'énoncent comme suit :

- un effet est détecté chez les poissons au cours d'une étude;
- un effet est détecté chez les poissons au cours d'au moins deux études consécutives;
- aucun effet n'est observé chez les poissons durant une étude;
- aucun effet n'a été observé chez les poissons durant au moins deux études consécutives.

3. Modification des conditions environnementales ou des conditions d'exploitation minière

Les mêmes paramètres et la même fréquence doivent être conservés durant toute la durée du programme d'ESEE pour la caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau (voir le chapitre 6 pour de plus amples renseignements). On peut utiliser les informations ainsi obtenues pour vérifier si les conditions dans lesquelles s'effectue l'exploitation minière (caractéristiques de l'effluent) ou les conditions environnementales naturelles (dans la zone de référence ou la zone exposée) ont changé. Ces changements peuvent être jugés pertinents si le suivi périodique se déroule selon la fréquence minimale.

Il est recommandé que la mine effectue une étude de suivi biologique dans les 24 mois suivants si les conditions environnementales ou les conditions dans lesquelles s'effectue l'exploitation minière ont changé (changement provoquant une augmentation des charges de substances nocives dans l'environnement récepteur), le risque que des effets se manifestent parmi la communauté d'invertébrés benthiques, chez les poissons ou dans les tissus des poissons pouvant augmenter en pareilles circonstances. Toutefois, si les conditions environnementales sont modifiées par des facteurs anthropiques non liés à l'effluent minier, la mine peut revoir la stratégie de suivi utilisée antérieurement. Enfin, si la mine est à l'étape de suivi minimal, un examen approfondi non seulement des données concernant l'effluent et la qualité de l'eau mais aussi de toutes les données disponibles recueillies dans le cadre des travaux en cours devrait être réalisé sur une base régulière (p. ex. annuellement). Ces données devraient être prises en compte aux fins de la prise de décisions concernant la fréquence des programmes de suivi.

4. Absence de test statistique convenant aux données historiques

S'il est établi que l'effluent de la mine a un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques mais que la quantité des données disponibles est trop faible pour permettre la conduite d'analyses statistiques, la mine peut répondre **OUI** à la question portant sur l'existence éventuelle d'un effet. Cette situation peut se présenter si la mine dispose de données de suivi historiques réparties sur de nombreuses années et si les plans d'étude précédents ne prévoyaient pas la sélection de stations répétées à l'échelle décrite dans le présent document (la répétition pourrait n'avoir été prévue qu'à l'échelle des sous-échantillons de terrain). Toutefois, en pareil cas, les données historiques réparties sur de nombreuses années peuvent porter à croire à l'existence d'un effet. Dans ce cas, l'adoption d'une approche fondée sur le poids de la preuve (voir la section 5.23.1) peut permettre une utilisation efficace des données historiques. En pareilles circonstances, la mine peut entreprendre un suivi ciblé ou une recherche des causes.

5.18.3 Fréquence du suivi biologique suivant l'évaluation des données

Selon que des différences statistiques ont été relevées ou non entre la zone de référence et la zone exposée (ou le gradient) parmi les paramètres servant à détecter les effets parmi la communauté d'invertébrés benthiques, le programme d'ESEE peut se poursuivre selon l'une ou l'autre des cinq options présentées ci-après. Les résultats de l'étude des poissons et des analyses

de tissus de poissons orienteront le processus de prise de décision. La puissance de l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques devrait également être prise en compte.

1) **Suivi périodique - surveillance :** effets observés dans le cadre d'une ou de deux des trois études (étude de la communauté d'invertébrés benthiques, étude de la population de poissons ou analyse des tissus de poissons). Cette option ne s'applique pas si on observe des effets dans chacune des trois études menées. Le suivi, incluant la présentation du rapport d'interprétation, doit être mené dans les 36 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (annexe 5, par. 22(1)).
2) **Suivi périodique - confirmation :** effets observés dans le cadre des trois études (étude de la communauté d'invertébrés benthiques, étude de la population de poissons, analyse des tissus de poissons). Le suivi, incluant la présentation du rapport d'interprétation, est réalisé dans les 24 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (annexe 5, alinéa 22(2)*a*)). Si aucun effet n'a été décelé chez la communauté d'invertébrés benthiques mais que la puissance de l'étude était insuffisante, et si des effets ont été observés durant l'étude de la population de poissons et l'analyse des tissus de poissons, la mine poursuit les suivis selon cette fréquence.
3) **Suivi périodique - minimale :** aucun effet n'a été décelé au cours de deux études consécutives de la communauté d'invertébrés benthiques, de la population de poissons **et** des tissus de poissons. Le suivi, incluant la présentation du rapport d'interprétation, est menée dans les 72 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (annexe 5, alinéa 22(2)*b*)).
4) **Suivi ciblé** : des effets ont été relevés au cours de deux études consécutives de la communauté d'invertébrés benthiques, de la population de poissons **ou** des tissus de poissons. Le suivi visant à déterminer l'ampleur et la portée géographique de ces effets, incluant la présentation du rapport d'interprétation, se déroule dans les 24 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (annexe 5, alinéa 22(2)*c*)).
5) **Recherche des causes** : l'ampleur et la portée géographique des effets sont connues, mais leur cause demeure à établir. La recherche des causes, incluant la présentation du rapport d'interprétation, est menée à bien dans les 24 mois suivant la présentation du rapport d'interprétation précédent (annexe 5, alinéa 22(2)*c*)).

5.19 Options du programme d'ESEE lorsqu'un effet a été décelé

Si on a observé un effet dans le cadre de l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques, la prochaine étape sera déterminée à l'aide de l'arbre de décision du programme d'ESEE (figure 1.1) et la mine répondra à la question suivante:

5.19.1 L'effet est-il lié à l'exploitation minière?

Les questions suivantes peuvent aider à déterminer si l'effet observé est effectivement lié à l'exploitation minière :

- La cause de l'effet est-elle connue ou soupçonnée?
- L'effet peut-il être imputé à un changement naturel des conditions dans l'environnement aquatique récepteur?
- L'effet peut-il être raisonnablement corrélé à un facteur anthropique autre que l'effluent minier?
- L'approche fondée sur le poids de la preuve indique-t-elle une relation de cause à effet (voir la section 5.23.1)?

Cette série de question peut être utilisée comme approche pour permettre de déterminer si l'effet observé est lié à la mine. Si elle incapable, après une étape de suivi, de déterminer si l'effet est lié ou non à l'exploitation minière dû à la présence de facteurs confondants, la mine peut revoir son plan d'étude dans le but de vérifier si l'effet et bel et bien lié à l'exploitation minière.
Si l'effet observé est confirmé, la mine passe à la prochaine étape de l'évaluation et de l'interprétation des données et s'attache à déterminer l'ampleur et la portée géographique de l'effet.

5.19.2 L'ampleur et la portée géographique de l'effet sont-elles connues?

L'objectif du suivi ciblé est d'évaluer l'ampleur et la portée géographique de l'effet décelé en répondant aux questions suivantes :

Ampleur

1) Combien de groupes taxonomiques sont affectés?
2) Quelle est l'ampleur de l'effet (importance de la variation d'abondance) chez les groupes taxonomiques touchés?
3) L'effet est-il observé chez d'autres organismes présents dans les zones de référence et vraisemblablement présents dans la zone exposée, comme le périphyton et les macrophytes?

Portée géographique

1) Quelle est la portée géographique du territoire touché?
2) Les communautés d'invertébrés benthiques se trouvant aux stations d'échantillonnage les plus éloignées du point de rejet de l'effluent sont-elles semblables à celles des stations de référence?

5.19.3 La cause de l'effet est-elle connue?

La recherche des causes a pour objectif de déterminer la cause de l'effet décelé. Les questions suivantes peuvent en faciliter la conduite :

1) Quels agents liés à l'exploitation minière sont susceptibles d'être à l'origine de l'effet?
2) Peut-on établir une corrélation entre le type d'effet observé parmi la communauté d'invertébrés benthiques et un agent causal lié à l'exploitation minière?
3) L'approche fondée sur le poids de la preuve peut-elle aider à établir un lien de cause à effet (voir la section 5.23.1)?

5.20 Méthodes applicables aux suivi des invertébrés benthiques

Cette section décrit les méthodes de terrain recommandées pour l'échantillonnage des communautés d'invertébrés benthiques et le traitement des échantillons en laboratoire et propose une série de références comportant des descriptions plus approfondies de ces méthodes.

5.20.1 Méthodes de terrain

5.20.1.1 Maillage des dispositifs d'échantillonnage

Les échantillons d'invertébrés benthiques renferment diverses quantités de sédiments fins et de débris. Pour accélérer le transfert des échantillons dans les contenants d'échantillon, ainsi que leur entreposage et leur expédition, le volume de ces échantillons est réduit sur le terrain par tamisage. Ce tamisage devrait être réalisé le plus rapidement possible, de préférence immédiatement après la récupération des échantillons et avant leur conservation, car de nombreux organismes deviennent fragiles et cassants après la conservation. Diverses techniques de tamisage sont disponibles, mais la plupart prévoient le lavage des échantillons avec un tamis ou un ensemble de tamis.

Pour les mines situées à proximité d'un plan d'eau douce, la taille recommandée pour les mailles est 500 µm.

En eau douce, sont considérés comme des macroinvertébrés tous les organismes retenus par des mailles de 200 à 500 µm (Slack *et al.*, 1973; Weber, 1973; Wiederholm, 1980; Suess, 1982). Les stades immatures de certains taxons peuvent être plus petits, et les adultes de certains autres, plus grands.

Il convient de noter que les maillages recommandés s'appliquent à tous les équipements utilisés sur le terrain et en laboratoire, qu'il s'agisse des mailles Nitex des échantillonneurs de benthos ou du dispositif de tamisage.

Dans certaines circonstances, il peut être souhaitable de procéder sur le terrain à un tamisage plus fin des échantillons afin de récupérer les organismes plus petits. L'utilisation de mailles plus fines (moins de 500 µm) peut être justifiée dans les cas suivants :

1) pour les fins de la comparaison, des tamis à mailles plus fines ayant été utilisés lors d'études du benthos effectuées antérieurement dans l'écosystème considéré;
2) si, pour des raisons pratiques, l'échantillonnage doit être effectué durant des périodes où les organismes sont très petits (Rees (1984), Barber et Kevern (1974) et Jonasson (1955) ont examiné les variations saisonnières de l'efficacité du tamisage).

Dans tous les cas susmentionnés, il est fortement recommandé d'utiliser une série de tamis comprenant de façon minimale les maillages recommandés et, le cas échéant, des maillages plus fins. Cette façon de procéder tient compte des exigences particulières qui se rattachent au site tout en satisfaisant aux exigences du programme d'ESEE, car elles permettent la tenue de comparaisons aux échelles nationale et régionale des échantillons recueillis à l'aide de tamis standardisés. Rappelons qu'on peut se contenter d'effectuer un tamisage fin sur le terrain, à condition de procéder en laboratoire au fractionnement approprié des échantillons à l'aide d'une série de tamis avant d'entreprendre le traitement.

Pour les invertébrés marins, le tamisage des échantillons est effectué avec de l'eau de mer et non de l'eau douce, car le choc osmotique engendré par l'eau douce peut provoquer l'éclatement des cellules et une distorsion importante des organismes. Par ailleurs, le cas échéant, l'eau utilisée pour le tamisage devrait être débarrassée au préalable des organismes qu'elle peut contenir à l'aide d'un tamis à mailles plus serrées que les mailles les plus fines utilisées aux fins de l'étude. En outre, il importe d'apporter un soin particulier au lavage des échantillons afin d'éviter d'endommager les spécimens et ainsi d'entacher sérieusement la fiabilité des déterminations taxonomiques et, en bout de ligne, la rentabilité globale de l'opération. Des méthodes visant à protéger les spécimens, en particulier dans les échantillons marins, ont été proposées (Gray *et al.*, 1991).

Pour les études en milieu marin, il est recommandé d'utiliser sur le terrain **une paire de tamis à mailles de 1,0 et de 0,5 mm** et de conserver et de traiter les échantillons retenus par le tamis à mailles de 0,5 mm uniquement si cela s'avère approprié. Le macrobenthos marin englobe typiquement les organismes retenus par les mailles de 500 à 1 000 µm (Reish, 1959; Thiel, 1975; Pearson, 1975; Holme et McIntyre, 1984; Gray *et al.*, 1991). On a estimé qu'un tamis à mailles de 1,0 mm retient environ 95 % de la biomasse de la macrofaune marine (Reish, 1959), tout en réduisant la proportion, dans les échantillons obtenus, des formes juvéniles ou des spécimens appartenant à la méiofaune, lesquelles présentent une réaction fonctionnelle aux perturbations de l'environnement différente de celle des adultes des espèces composant la macrofaune (Schwinghamer, 1981, 1983; Warwick, 1986).

L'étude des plus petits organismes benthiques pour le suivi ciblé dans les écosystèmes marins peut englober celle des organismes formant le méiofaune, en particulier les nématodes, les copépodes et les plus petits oligochètes, ou encore celle des foraminifères vivants et morts (Schwinghamr, 1981, 1983) ou celle des formes immatures de la macrofaune. Toutes ces

approches nécessitent l'utilisation de mailles plus fines ou d'échantillonneurs différents de ceux qui sont actuellement recommandés (les carottiers peuvent convenir davantage à de telles études que les bennes – voir Holme et McIntyre, 1984). Toutefois, s'il est important d'amasser des données sur les formes de plus petite taille, le simple ajout d'un tamis supplémentaire risque de ne pas donner les résultats escomptés. Il convient d'évaluer l'efficacité des techniques d'échantillonnage pour les organismes de faible taille. En milieu marin, Gray *et al.* (1991) ont indiqué que le carottier est l'instrument le plus approprié pour la collecte du méiobenthos. Or, ce type d'appareil n'est pas recommandé pour le programme d'ESEE. En conséquence, avant d'entreprendre un tamisage plus fin, il convient d'élaborer des protocoles d'échantillonnage appropriés.

5.20.1.2 Équipement d'échantillonnage

Pendant la phase de conception de l'étude, certaines décisions s'imposent quant au choix de l'équipement d'échantillonnage. Les études sur le benthos comportent deux aspects principaux qui doivent être pris en compte : le maillage des tamis et l'équipement d'échantillonnage quantitatif. L'échantillonnage quantitatif des communautés benthiques s'effectue à l'aide de dispositifs qui couvrent une superficie préétablie ou qui prélèvent un volume connu de l'habitat (p. ex., bennes ou filets). Les dispositifs choisis doivent être non sélectifs et convenir à la nature particulière du substrat. Les organismes benthiques recueillis dans le substrat naturel fournissent des indications sur les facteurs de stress historiques et présents. Il est donc recommandé d'utiliser des échantillonneurs qui permettent de récupérer les organismes présents dans les sédiments, à moins que des obstacles d'ordre physique rendent cette opération impossible. L'échantillonneur utilisé pour une classe d'habitat donnée devrait le même pour toutes les stations et pour toutes les zones. L'utilisation d'échantillonneurs différents est permise au cours d'une même étude, mais uniquement pour l'échantillonnage de classes d'habitats différentes. Par exemple, si l'on compte échantillonner des habitats d'érosion et des habitats de sédimentation en aval de l'effluent d'une usine, il est recommandé d'utiliser une des bennes recommandées pour les habitats de sédimentation, mais un échantillonneur Hess pour les habitats d'érosion. On recommande également d'utiliser des bennes munies d'un grillage et de portes s'ouvrant par le haut afin de limiter le phénomène d'onde de choc pouvant entraîner la perte d'une partie du substrat et de faciliter l'examen (et, au besoin, la caractérisation chimique) de la surface non perturbée des échantillons de sédiments.

Pour faire en sorte que les comparaisons des données sur les invertébrés benthiques effectuées à l'échelle régionale ou nationale demeurent valides, il est essentiel de normaliser les dispositifs d'échantillonnage. Des recommandations particulières ont été formulées concernant les échantillonneurs convenant aux diverses classes d'habitat susceptibles d'être visitées pendant les études du benthos dans le cadre d'un programme d'ESEE. Ces options sont examinées ci-après pour chacun des environnements récepteurs potentiels. En outre, un résumé des avantages et des inconvénients de chacun des appareils recommandés est présenté au tableau 5.8. Le choix d'un échantillonneur peut également être dicté par le type d'appareil qui a été utilisé au cours des études antérieures effectuées dans le même milieu. Pour assurer la comparabilité des études avec les études menées antérieurement, il est recommandé d'utiliser les mêmes échantillonneurs. Le

lecteur est invité à consulter les références traitant des échantillonneurs quantitatifs et des méthodes appropriées citées par Klemm *et al.* (1990), Eleftherious et Holme (1984), Elliott et Tullett (1978, 1983), Rosenberg (1978), Downing (1984) et Mason (1991a). Voir également Rabeni et Gibbs (1978) et Alberta Environment (1990).

La normalisation des techniques ne vise pas uniquement les échantillonneurs utilisés mais également le niveau d'expérience requis pour les employer correctement. Les personnes qui manipulent ces appareils doivent avoir reçu une formation appropriée pour éviter ou limiter les risques de subjectivité dans la collecte des données. Par exemple, lorsqu'on procède à l'échantillonnage d'une zone d'érosion dans un cours d'eau, il est important d'uniformiser la profondeur à laquelle le substrat est remanié, car certaines personnes pourraient faire preuve à cet égard d'un zèle excessif en brassant le substrat plus profondément et vigoureusement que d'autres. Il est par ailleurs essentiel que le chef d'équipe connaisse bien les méthodes d'échantillonnage applicables aux invertébrés benthiques et organise des séances de formation efficaces à l'intention des employés chargés de l'échantillonnage sur le terrain. Une bonne formation prévient normalement les erreurs de subjectivité (Reynoldson et Rosenberg, 1996).

L'utilisation de substrats artificiels pour l'échantillonnage des invertébrés benthiques n'est généralement pas recommandée comme protocole d'échantillonnage dans le cadre d'un programme d'ESEE.

Il n'y a aucun avantage à utiliser des substrats artificiels, les méthodes courantes fournissant des données au moins aussi fiables et ne comportant pas les nombreux inconvénients et problèmes associés aux substrats artificiels (ETIMA, 1995). Les substrats artificiels ne permettent pas d'obtenir des échantillons représentatifs de la communauté benthique indigène locale et attirent des espèces de substrat dur portées à se laisser dériver. En outre, les substrats artificiels ne permettent pas de surveiller adéquatement les effets des contaminants présents dans les sédiments ou liés aux sédiments sur les organismes aquatiques, car les taxons associés aux sédiments sont généralement sous-représentés dans les échantillons prélevés à l'aide de substrats artificiels. Enfin, les échantillons d'invertébrés benthiques obtenus à l'aide de substrats artificiels reflètent uniquement les conditions qui prévalaient durant la période d'exposition et n'intègrent pas les effets à plus long terme. Dès lors, l'utilisation de substrats artificiels pour l'échantillonnage des invertébrés benthiques peut se révéler inefficace en ce qui a trait à la détection des effets causés par les effluents, particulièrement lorsqu'il est important d'obtenir des données sur les espèces non mobiles, les contaminants liés aux sédiments et l'intégration à long terme des effets. Toutefois, il convient de noter que dans certaines circonstances particulières, notamment lorsque des substrats artificiels sont utilisés depuis longtemps dans un écosystème ou en présence de conditions extrêmes (plans d'eau très profonds à courant très fort), l'utilisation de substrats artificiels peut s'avérer la seule méthode de *terrain* disponible et peut être envisagée conjointement à d'autres solutions de rechange (tableau 5.2) si elle permet de faire ressortir la présence éventuelle d'effets parmi la communauté d'invertébrés benthiques.

Habitats de sédimentation - eau douce

Les bennes échantillonneuses, parfois appelées dragues, sont des appareils à mâchoires actionnées par des ressorts ou par gravité qui " mordent " dans les substrats meubles (sable,

limon, vase, etc.) et prélèvent des sédiments sur une superficie déterminée du fond. Ces appareils sont généralement descendus au fond au bout d'une ligne ou d'un câble, habituellement à l'aide d'un treuil installé dans une embarcation. Leur efficacité dépend dans une large mesure de leurs caractéristiques et du type de substrat à échantillonner. Si le type de dispositif choisi n'est pas adapté au type de substrat à échantillonner, l'efficacité de l'échantillonnage peut être compromise. Parmi les facteurs qui peuvent influer sur l'efficacité de l'échantillonnage, mentionnons la profondeur de pénétration, le degré de fermeture des mâchoires et la perte de matériel pendant la remontée. Dans les zones de sédimentation des cours d'eau ou des lacs, les bennes Ponar ou Ekman sont recommandées pour l'échantillonnage des invertébrés aux fins des ESEE (tableau 5.8).

Habitats d'érosion - eau douce

Les échantillonneurs à filet pour les cours d'eau sont des dispositifs qui permettent de capturer les organismes benthiques dans les cours d'eau exposés à l'érosion. Ces dispositifs comportent des mailles de différentes tailles (voir la section 5.21.1.1) qui permettent de tamiser les organismes qui sont délogés du substrat sur une superficie connue et emportés par le courant. Pour les habitats d'érosion en eau douce, il est recommandé d'utiliser des échantillonneurs cylindriques de type Neill-Hess, car ces derniers permettent d'estimer la superficie échantillonnée (typiquement, 0,1 m^2). L'utilisation d'échantillonneurs cylindriques dans les cours d'eau peut toutefois soulever des difficultés selon la granulométrie du substrat. En effet, dans certaines grandes rivières, les grosses particules peuvent entraver le fonctionnement de l'appareil et la collecte du benthos. Dans ce cas, le filet en U (Scrimgeour *et al.*, 1993), récemment mis à l'essai, peut fournir des échantillons à superficie limitée et peuvent être modifiés selon la granulométrie du substrat. Ce dispositif a été utilisé avec succès dans des substrats de granulométrie diverse (Glozier, 1989), et il permet même l'échantillonnage de roches individuelles ou de superficies délimitées. Les filets troubleaux, même s'ils ne fournissent pas d'estimation en fonction d'une superficie, ont été largement utilisés au Royaume-Uni, aux États-Unis, en Australie et au Canada dans le cadre de programmes de surveillance à grande échelle (Reynoldson *et al.*, 1995). L'échantillonnage au filet troubleau convient particulièrement à l'approche fondée sur les conditions de référence (ACR), qui prévoit l'échantillonnage de nombreuses stations et le prélèvement en un temps prédéterminé d'un échantillon à chaque station aux fins de l'estimation des descripteurs de la communauté benthique. La normalisation des méthodes d'échantillonnage au filet troubleau est essentielle pour préserver le pouvoir de comparaison et exige une formation minimale (Reynoldson et Rosenberg, 1996). L'échantillonnage au filet troubleau prévoit le prélèvement d'un échantillon composite à chaque station sur une période de 3 minutes (Reynoldson *et al.*, 1997). Il convient de noter qu'il n'est pas nécessaire de préserver séparément des sous-échantillons de terrain pour la méthode d'échantillonnage au troubleau recommandée pour l'ACR.

Pour l'échantillonnage des habitats plus difficiles (p. ex. zones très profondes, zones à faible courant, zones à substrat dur), d'autres types d'échantillonneurs comme les quadrats en métal ou les systèmes d'extraction à l'air peuvent se révéler utiles. Toutefois, pour les besoins des comparaisons aux échelles nationale ou régionale, les dispositifs d'échantillonnage recommandés (voir la liste) devraient convenir dans la majorité des habitats présentant un intérêt

particulier au plan écologique. Pour les habitats où l'échantillonnage se révèle très difficile, d'autres méthodes peuvent être utilisées (section 5.23).

Tableau 5-8a: Résumé des critères applicables aux échantillonneurs recommandés pour les habitats dulcicoles.

Échantillonneurs	Caractéristiques
Eau douce - *Habitats d'érosion dans les cours d'eau*	
Échantillonneur Hess ou échantillonneur cylindrique Neill **SUPERFICIE : 0,1 m²**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** cours d'eau peu profonds à courant fort, substrats de pierraille, de vase, de sable et de gravier. • **Efficacité :** échantillonneur quantitatif lorsque l'instrument est utilisé par un biologiste expérimenté; le rendement dépend du courant et du substrat. • **Avantages :** délimite une superficie déterminée, facile à transporter ou à monter, échantillonne une unité de superficie; plate-forme stable; peut être utilisé dans les herbiers. • **Inconvénients :** difficile à mettre en place dans certains types de substrats (lits de grosses pierres), inefficace dans les cours d'eau à courant lent.
Filets en U **SUPERFICIE : 0,06 m², mais peut être ajusté en fonction des besoins durant le montage**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** cours d'eau peu profonds à courant fort, substrats de pierraille, de vase, de sable, de gravier et de gros cailloux. • **Efficacité :** échantillonneur quantitatif lorsque l'instrument est utilisé par un biologiste expérimenté; le rendement dépend du courant et du substrat. • **Avantages :** facile à transporter ou à monter, échantillonne une unité de superficie, plate-forme stable; le diamètre de l'armature peut être ajusté selon le type de substrat à échantillonner. • **Inconvénient :** inefficace dans les cours d'eau à courant lent.
Filet troubleau **SUPERFICIE : aucune superficie préétablie, mais le filet à armature en D mesure typiquement 30 cm de largeur**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** cours d'eau peu profonds à courant fort, substrats de pierraille, de vase, de sable, de gravier et de gros cailloux. • **Efficacité :** dépend du courant et du substrat. • **Avantages :** facile à utiliser, à transporter et à monter. • **Inconvénients :** échantillonneur non vraiment quantitatif, n'échantillonne pas une unité de superficie, normalisation reposant sur l'uniformisation du temps d'échantillonnage.
Eau douce - *Habitats de sédimentation dans les cours d'eau et les lacs*	
Benne Ponar standard **SUPERFICIE : 0,05 m²**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** lacs d'eau douce, cours d'eau, estuaires et réservoirs à sédiments durs ou meubles (argile, couche compacte, sable, gravier et détritus); un peu moins efficace dans les sédiments plus meubles. • **Efficacité :** limitée dans le cas des organismes qui s'enfouissent en profondeur dans les sédiments meubles; très efficace dans les sédiments grossiers; permet la collecte d'échantillons qualitatifs et quantitatifs. • **Avantages :** meilleure pénétration que les autres bennes; les plaques latérales et les écrans supérieurs grillagés préviennent la dispersion, les ondes de choc et la perturbation du substrat; la meilleure benne échantillonneuse quantitative pour utilisation en eau douce. • **Inconvénients :** en raison de son poids important, nécessite l'usage d'une embarcation avec câble et treuil; les pierres, les galets et d'autres débris peuvent empêcher la fermeture des mâchoires et causer la perte de l'échantillon.
Benne Ekman (standard, grande et très grande) **SUPERFICIE : 0,02 m², 0,05 m² et 0,09 m²**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** cours d'eau, lacs et réservoirs d'eau douce à faible courant; sédiments meubles (p. ex., détritus et limon). • **Efficacité :** efficace seulement dans les sédiments meubles, mais l'ajout de lest permet d'accroître la pénétration dans le sable fin; permet la collecte d'échantillons qualitatifs ou quantitatifs. • **Avantages :** facilement manoeuvrable à la main; peut être poussée dans le substrat en eau peu profonde; des portes à charnières sur le dessus préviennent la dispersion, les ondes de choc et la perturbation du substrat; disponible en plusieurs grandeurs. • **Limites :** le faible poids de l'appareil limite la pénétration de la mâchoire dans les sédiments durs; souvent, les mâchoires ne se ferment que partiellement à cause d'un blocage ou de l'enrayage du système de fermeture; inefficace en eau profonde ou en conditions de courant modéré.

Sources : Eleftherious et Holme (1984); Klemm *et al.* (1990); Scrimgeour *et al.* (1993).

Habitats de sédimentation - milieux marins et estuariens

Les habitats de sédimentation marins peuvent être échantillonnés à l'aide d'une benne Smith-McIntyre ou d'une benne Van Veen modifiée en fonction des conditions canadiennes. Ces dispositifs sont disponibles au Canada. Eleftheriou et Holme (1984) passent en revue les méthodes d'échantillonnage utilisées en milieu marin. Toutefois, dans les zones subtidales peu profondes où l'utilisation des bennes plus lourdes est impossible, la petite benne Ponar représente une option de rechange fort intéressante en raison de sa faible taille. Ce modèle peut être utilisé à partir d'une petite embarcation gonflable et récupéré à la main.

Les substrats meubles intertidaux peuvent être échantillonnés au moyen de tout appareil couvrant une superficie d'au moins 0,1 m^2. La profondeur du substrat meuble prélevé est fixée à 10 cm, quel que soit le dispositif utilisé. Soulignons qu'on choisira de préférence le niveau intertidal le plus profond accessible, puisque les conditions physiques moins rudes y favorisent une plus grande richesse et abondance des espèces.

Habitats d'érosion - milieux marins et estuariens

Dans les milieux marins ou estuariens, on peut utiliser une benne pour échantillonner les sédiments meubles constitués de grosses particules (p. ex., gravier). Pour l'échantillonnage des substrats compacts des habitats d'érosion (intertidaux et subtidaux), il est préférable d'utiliser des quadrats délimitant une superficie minimale de 0,1 m^2. Toutefois, le recours à d'autres techniques quantitatives pourrait s'avérer nécessaire pour la collecte des coquillages et d'autres espèces de plus grande taille. Parmi ces méthodes, mentionnons la collecte à la main par des plongeurs, la photographie à distance sur des surfaces définies (Eleftheriou et Holme, 1984; Gray *et al.*, 1991), et les collectes effectuées à l'intérieur de limites définies le long de transects. On trouvera une description de diverses méthodes d'échantillonnage convenant au milieu marin dans une série de rapports du *Puget Sound Estuary Program* (Tetra Tech, 1986a, 1986b, 1987). Lorsqu'ils sont effectués correctement, les relevés photographiques peuvent fournir des informations quantitatives, au moins pour les organismes épibenthiques de plus grande taille (Burd et Brinkhurst, 1984). Les coûts de traitement sont habituellement beaucoup plus bas que pour les échantillonnages effectués dans les substrats meubles à l'aide d'une benne ou d'un carottier.

La zone intertidale devrait être échantillonnée si elle est envahie d'une manière substantielle par le panache de l'effluent. La détermination du niveau de marée présentant le plus d'intérêt pour l'examen des incidences de la mine devrait tenir compte de certaines considérations logistiques. D'entrée de jeu, il est préférable d'échantillonner dans les portions les plus profondes de la zone intertidale puisque les conditions moins rudes qui les caractérisent favorisent une plus grande uniformité et diversité de la flore et de la faune (échantillons moins variables). Les plantes et les animaux de cet habitat se répartissent typiquement selon une échelle verticale qui reflète les gradients de divers paramètres environnementaux comme l'exposition à l'air, la température (y compris le gel), la salinité, l'intensité lumineuse et la photopériode, l'abrasion due aux troncs d'arbre ou à la glace et l'action des vagues. Ces gradients doivent être pris en compte lors de la planification et de la réalisation des études biologiques dans l'environnement intertidal. Les protocoles d'échantillonnage adaptés à ces milieux diffèrent à certains égards de ceux décrits

dans les sections antérieures (voir Gray *et al.*, 1991). Dans la mesure du possible, il convient de procéder à des études semi-quantitatives à l'aide de quadrats de 0,1 m^2. La détermination du substrat ou du type d'habitat à échantillonner dépend des limites des méthodes d'échantillonnage et de l'habitat dominant présent (pour en savoir plus sur la sélection de l'habitat dominant, voir la section 5.19). Toutefois, si la collecte d'échantillons s'avère impossible pour des considérations écologiques ou autres, on peut recourir à des examens visuels, après consultation de l'agent d'autorisation local. Les relevés par examen visuel font appel à des techniques d'enregistrement et de cartographie (échelle approximative de 5 000:1) des principales caractéristiques biologiques, aux fins de l'évaluation des changements importants survenus dans la communauté biologique.

Tableau 5-8b: Résumé des critères applicables aux échantillonneurs recommandés pour les habitats marins et estuariens.

Échantillonneurs	Caractéristiques
Milieux marins/estuariens – Habitats d'érosion	
Échantillonneurs à quadrat **SUPERFICIE : cadre délimitant une superficie de 0,1 m²**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** zones intertidales et subtidales à fond graveleux ou rocheux (les échantillons peuvent être recueillis, photographiés, cartographiés, etc.) • **Efficacité :** dépend des aptitudes visuelles de l'utilisateur; échantillonnage souvent limité aux organismes plus gros. • **Avantages :** pour les études des zones subtidales, les transects à quadrat permettant le dénombrement de la mégafaune par un plongeur constituent la seule méthode semi-quantitative disponible. Lorsque la profondeur est trop grande, le plongeur peut être remplacé par une caméra télécommandée. • **Inconvénients :** pour les études par examen visuel; risque de sous-représentation des organismes plus petits; contraintes logistiques dans les zones subtidales, le temps d'échantillonnage sur le terrain étant disproportionné par rapport à la quantité d'échantillons recueillis; méthode semi-quantitative seulement.
Milieux marins/estuariens – Habitats de sédimentation	
Petite benne Ponar **SUPERFICIE : 0,02 m²**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** lacs d'eau douce, cours d'eau et réservoirs ainsi qu'estuaires avec sédiments modérément durs tels que sable, limon et vase; ne pénètre pas dans l'argile; légèrement moins efficace dans les sédiments meubles et le gravier grossier. • **Efficacité :** pénétration limitée; inutile dans l'argile à cause de son faible poids, deux prélèvements sont nécessaires pour couvrir la superficie d'échantillonnage recommandée. • **Avantages :** bonne pénétration pour une si petite benne; peut être manoeuvrée à la main. • **Inconvénients :** les mâchoires peuvent être bloquées par des pierres, des bouts de bois et d'autres débris, causant ainsi la perte d'une partie de l'échantillon; inefficace en courant rapide; sa petite taille la rend inefficace pour l'échantillonnage des organismes benthiques plus gros; pas tout à fait adéquate dans le cas des organismes qui s'enfouissent en profondeur dans les sédiments meubles.
Benne Ponar standard **SUPERFICIE : 0,05 m²**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** lacs d'eau douce, cours d'eau, estuaires et réservoirs à sédiments durs ou meubles (argile, couche compacte, sable, gravier et détritus); un peu moins efficace dans les sédiments plus meubles. • **Efficacité :** limitée dans le cas des organismes qui s'enfouissent en profondeur dans les sédiments meubles, mais élevée dans le cas des sédiments grossiers; permet la collecte d'échantillons qualitatifs et quantitatifs. • **Avantages :** meilleure pénétration que les autres bennes; les plaques latérales et les écrans supérieurs grillagés réduisant la dispersion, les ondes de choc et la perturbation du substrat; la meilleure benne échantillonneuse quantitative pour utilisation en eau douce. • **Inconvénients :** benne lourde qui nécessite l'usage d'une embarcation avec câble et treuil; les pierres, les galets et d'autres débris peuvent empêcher la fermeture des mâchoires et causer la perte de l'échantillon.
Benne Smith-McIntyre **SUPERFICIE : 0,1 m²**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** milieux marins et estuariens; ajustable pour utilisation dans les grands cours d'eau, les lacs et les réservoirs à lit de sable, de gravier, d'argile et autres substrats semblables. • **Efficacité :** a été largement utilisée pour échantillonner les habitats marins et estuariens. Pénétration : 17 mm dans le limon et l'argile, 5 dm dans le sable grossier. • **Avantages :** fournit des échantillons raisonnablement quantitatifs; les plaques à détente facilitent la pénétration dans le substrat, le grillage supérieur et l'armature de stabilisation réduisant la perte d'échantillons et permettent à l'instrument de se poser verticalement sur le fond. • **Inconvénients :** très lourde, nécessite une grosse embarcation et un treuil électrique; les mâchoires à ressort peuvent être dangereuses et peuvent être bloquées par des débris; inefficace pour les organismes qui s'enfouissent en profondeur.

Benne van Veen **SUPERFICIE : 0,1 ou 0,2 m²**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** milieux marins et estuariens à lit de sable, de gravier, de vase, d'argile et de substrats semblables; peut être adaptée aux milieux d'eau douce. • **Efficacité :** pénètre à une profondeur de 5 à 7 cm. • **Avantages :** les mâchoires ferment mieux que celles de la benne Petersen; échantillonne la plupart des types de sédiments; disponible dans un éventail de grandeurs. • **Inconvénients :** benne très lourde qui nécessite une grosse embarcation et un treuil électrique; les mâchoires peuvent être bloquées par des débris comme les pierres et les bouts de bois; inutile pour les organismes qui s'enfouissent en profondeur.
Quadrat jusqu'à 10 cm de profondeur **SUPERFICIE : 0,1 m²**	• **Habitats et substrats échantillonnés :** zones intertidales des milieux marins/estuariens à substrats meubles ou à gravier fin. • **Efficacité :** très efficace lorsque utilisé par un personnel compétent. • **Avantages :** dispositif peu dispendieux, permet l'échantillonnage des substrats inaccessibles pour les bennes. • **Inconvénients :** risque de ne pas recueillir les organismes qui s'enfouissent profondément dans les sédiments sableux.

Sources : Eleftherious et Holme (1984); Klemm *et al.* (1990)

5.20.1.3 Conservation des spécimens

Il faut procéder sur le terrain à la fixation de tous les échantillons dans une solution tamponnée de formol à 10 % afin d'éviter que les vers et polychètes marins et dulcicoles ne soient endommagés. Le formol est également couramment utilisé pour la conservation de la plupart des insectes aquatiques. La préservation directe dans l'éthanol entraîne souvent le ramollissement des spécimens, qui deviennent difficiles à manipuler (voir les options de laboratoire pour le transfert ultérieur des échantillons dans l'éthanol). Une fois les travaux de conservation sur le terrain achevés, il faut brasser doucement les contenants d'échantillon à plusieurs reprises pour faire pénétrer l'agent de conservation dans le matériel fin présent dans l'échantillon. Comme le formol est une substance cancérigène et irritante, les personnes qui l'utilisent doivent porter des gants et des verres pour se protéger contre les éclaboussures. Le port de cet équipement de protection devrait d'ailleurs être obligatoire. Par ailleurs, les flacons incassables doivent être scellés à l'aide d'une pellicule de paraffine, placés dans un sac double pour le transport jusqu'au laboratoire et étiquetés convenablement.

5.20.2 Mesure des variables environnementales connexes

Il est recommandé de mesurer les variables environnementales connexes durant l'étude des communautés d'invertébrés benthiques. Les variables d'exposition sont les variables mesurées aux fins du suivi de la qualité de l'eau (chapitre 6). D'autres paramètres de la qualité de l'eau dont la mesure peut s'avérer utile selon les caractéristiques du site à l'étude sont énumérés au chapitre 6. Il est recommandé de mesurer de façon quantitative les variables explicatives énumérées au tableau 5.5 à chaque station répétée. La majorité des méthodes pouvant être utilisées à cette fin sont présentées aux chapitres 6 et 8. Pour les variables qui s'appliquent spécifiquement au programme d'échantillonnage des invertébrés et qui ne sont pas décrites

ailleurs dans le présent guide, une brève explication des méthodes utilisées pour leur mesure est fournie dans les paragraphes qui suivent.

Largeur mouillée

Largeur du lit du cours d'eau mouillé exprimée en mètres. Le ruban à mesurer devrait être tendu en travers du cours d'eau, perpendiculairement au débit et immédiatement au-dessus de l'eau. Les sections du cours d'eau où les mesures sont prises ne doivent pas comporter de petites îles ou de zone sèches. Pour les cours d'eau très anastomosés, il faut mesurer séparément la largeur de chaque chenal, puis additionner chaque résultat pour obtenir la largeur totale.

Largeur pleins bords

Largeur du chenal au niveau de débordement ou d'entretien. Comme les échantillonnages sont rarement effectués en présence de tels niveaux, la largeur pleins bords est assimilée à la largeur entre le sommet des rives de part et d'autre du cours d'eau. Le niveau de pleins bords coïncide généralement avec le point d'enracinement des plantes vivaces sur les rives (il est en fait un peu plus haut). Comme pour la mesure de la largeur mouillée, le ruban à mesurer devrait être tendu en travers du cours d'eau, perpendiculairement au débit et immédiatement au-dessus du niveau d'eau (voir Newbury et Gaboury (1993) pour de plus amples renseignements).

Envasement

L'envasement est une variable environnementale connexe qui est mesurée dans les habitats de rapides. Dans les cours d'eau non perturbés, les sédiments fins ne s'accumulent généralement pas en grandes quantités dans les substrats de gravier/galets des rapides. Pour mesurer le taux d'envasement dans une station, il faut examiner entre 5 et 10 galets. Il faut éviter les galets récemment retournés par le courant ou déplacés durant l'échantillonnage du benthos. Après avoir extrait un galet du lit du cours d'eau, on l'examine pour déterminer quel pourcentage était enfoui dans les sédiments fins. La partie enfouie est souvent délimitée par une ligne colorée (Voir US EPA (1995) pour de plus amples renseignements).

Végétation riveraine et couvert végétal

Des notes quantitatives sur la végétation riveraine doivent être prises. La largeur de la zone riveraine est un indicateur du niveau de perturbation subie par cette dernière. La largeur de la bande de végétation riveraine non perturbée peut être mesurée (en mètres) à chaque station à l'aide de deux transects, un sur chaque rive (pour de plus amples renseignements, voir Tabacchi *et al.*, 1998; Patten, 1998; Ladson et White, 1999).

Le pourcentage de fermeture du couvert végétal peut être mesuré à l'aide d'un densiomètre sphérique. Ce dispositif consiste en un miroir concave dont la surface est quadrillée de 24 petits carrés de ¼ po. Pour évaluer le pourcentage de fermeture du couvert végétal, l'opérateur se place au milieu d'un rapide et compte le nombre de carrés dans lesquels il peut apercevoir de la végétation. L'opérateur effectue ainsi quatre estimations, changeant chaque fois d'orientation (N,O,S,E). Cette méthode est décrite en détail par Lemmon (1957). Le dispositif est vendu avec une description de la méthode.

5.20.3 Assurance et contrôle de la qualité (AQ/CQ) applicables aux travaux réalisés sur le terrain

Un survol des recommandations relatives à l'assurance et au contrôle de la qualité du volet de l'étude des communautés d'invertébrés benthiques réalisé sur le terrain est présenté ci-dessous. La plupart des informations fournies sont tirées d'Environnement Canada et Pêches et Océans Canada (1993) et de Gibbons *et al.* (1993).

L'échantillonnage sur le terrain est la première étape de la collecte des données. Les procédures d'AQ/CQ pour l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques doivent être établies lors de l'élaboration du plan d'étude et respectées à la lettre, de manière à garantir la haute qualité des données. Le mode opératoire normalisé devrait spécifier les équipements et les protocoles d'échantillonnage appropriés pour l'étude. Voici quelques-uns des principaux éléments du plan d'AQ/CQ pour l'échantillonnage sur le terrain :

1) tout le personnel participant à l'échantillonnage sur le terrain devrait avoir suivi une formation appropriée et avoir une bonne connaissance de l'équipement et des objectifs de l'étude;
2) toutes les consignes de sécurité doivent être connues, comprises et respectées;
3) l'équipement d'échantillonnage devrait être adapté au type de plan d'eau et au groupe d'invertébrés étudiés et devrait être inspecté et entretenu régulièrement;
4) il convient d'établir *a priori* des critères d'acceptabilité des échantillons obtenus et des consignes précises en cas de non-respect de ces critères (p. ex., circonstances justifiant le prélèvement d'un nouvel échantillon; ainsi, pour un échantillon prélevé à l'aide d'une benne, une pénétration de 10 cm serait jugée acceptable (Gray *et al.*, 1991));
5) une description des conclusions de l'examen visuel des échantillons prélevés à l'aide d'une benne devrait être enregistrée (couleur, odeur et texture des sédiments, présence de débris);
6) la contamination chimique pendant l'échantillonnage devrait être vérifiée à l'aide de blancs de transport et d'analyses de l'eau utilisée pour le rinçage de l'équipement;
7) le tamisage sur le terrain, s'il est nécessaire, devrait être effectué le plus rapidement possible après la collecte des échantillons;
8) les échantillons doivent être entreposés dans des contenants appropriés, avec un agent de conservation approprié pour éviter leur détérioration;
9) tous les contenants d'échantillons doivent être convenablement étiquetés;
10) un carnet de terrain détaillé devrait être tenu;
11) des formulaires et des méthodes appropriées d'expédition et d'entreposage doivent être utilisés.

On trouvera de plus amples renseignements sur les procédures générales d'AQ/CQ applicables à l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques dans le rapport de l'ETIMA – 1999 (Beak, 1999).

5.21 Méthodes de laboratoire

Veuillez consulter le site Web de l'ESEE pour obtenir plus de détails sur le « Guide pour le tri des échantillons et protocole de sous-échantillonnage pour l'études des communautés d'invertébrés benthiques » (www.ec.gc.ca/eem).

5.21.1 Tri des échantillons

Une fois de retour au laboratoire, il est recommandé de vérifier si l'agent de conservation a imprégné correctement tout l'échantillon, en particulier si ce dernier renferme de grandes quantités de matériel fin. La première étape du traitement des échantillons d'invertébrés consiste à les placer sur un tamis (tamis à mailles de 500 µm pour organismes dulcicoles) et à les rincer de manière à éliminer l'agent de conservation et les fins débris qui pourraient s'y trouver. Pendant ce rinçage, il faut veiller à ce que la pression de l'eau ne soit pas trop forte, autrement les organismes pourraient être endommagés. Les échantillons peuvent être triés dans l'eau immédiatement, à condition d'être replacés dans l'agent de conservation à la fin de la journée de travail (c.-à-d., après 8 heures). On peut également les transférer dans une solution d'éthanol à 80 % après le rinçage et avant de procéder au tri et à l'identification. Les échantillons doivent avoir séjourné dans le formol pendant au moins 72 heures avant d'être transférés dans l'éthanol. Après le tri ou l'identification, la plupart des macroinvertébrés doivent être entreposés dans des fioles ou des flacons hermétiques contenant une solution d'éthanol à 70-80 % additionnée de 5 % de glycérine. Les échantillons de benthos marin doivent être transférés dans une solution d'éthanol à 70-80 % dans les 3 mois suivant leur prélèvement. Autrement, les organismes deviennent cassants et peuvent se briser facilement. Les flacons à couvercle vissé doivent être scellés à l'aide d'une pellicule de paraffine et vérifiés périodiquement (une ou deux fois par année) pour remplacer le liquide évaporé. Comme les agents de conservation peuvent avoir divers effets sur les dimensions et le poids des invertébrés (Ellis, 1987; Leuven *et al.*, 1985; Howmineer, 1972), il est essentiel de définir *a priori* chacune des étapes du protocole de conservation, de manière à assurer son respect durant toutes les étapes du programme et dans l'ensemble des zones, stations et habitats échantillonnés. L'élimination des agents de conservation utilisés devrait être effectuée conformément à la réglementation provinciale sur les déchets dangereux (p. ex., *B.C. Special Waste Regulations*, *Alberta Waste Control Regulation*, règlement n° 347 de l'Ontario, etc.).

Au laboratoire, les échantillons qui renferment de grandes quantités de matière organique peuvent être séparés en fractions appropriées pour accélérer le tri. Les fractions les plus couramment utilisées sont qualifiées de " grossières " (>1,00 mm) et de " fines " (500 µm - 1,00 mm). Cette classification respecte les catégories utilisées pour définir la matière organique particulaire grossière et fine. Si un échantillon contient de très gros morceaux de matière organique ou de gros invertébrés, il peut être utile de séparer ces éléments du reste de l'échantillon à l'aide d'un tamis de 4,00 mm. Toutes les fractions doivent ensuite être triées et, si le nombre élevé d'organismes le justifient, soumises à un sous-échantillonnage distinct (voir section 5.22.2). Il convient de prendre des notes détaillées sur toutes ces opérations de tri plus complexes afin de pouvoir calculer les densités de façon précise. Après le rinçage initial et le

fractionnement des échantillons, les invertébrés doivent être séparés des débris par des techniciens expérimentés et placés sur un plateau quadrillé ou dans une boîte de Petri à des fins d'examen sous microscope à dissection à un grossissement de 10X - 20X.

Diverses autres méthodes permettent d'accélérer le tri manuel des échantillons d'invertébrés benthiques. On peut par exemple recourir à la flottation dans des solutions à haute densité (p. ex., sulfate de magnésium, chlorure de sodium, chlorure de calcium, sucre, D-mannitol) ou au barbotage pour séparer les organismes des particules de sédiments plus denses et les piéger dans la pellicule superficielle. Les organismes plus lourds comme les mollusques ne flottent pas et peuvent être retirés directement à l'aide de pincettes. On peut également utiliser des colorants comme le rose Bengale ou la phloxine B à raison de 100 mg/L pour rendre les organismes plus visibles. Il convient toutefois de rappeler que l'efficacité d'un grand nombre de ces techniques varie d'un taxon à l'autre. Si l'on décide d'utiliser une de ces méthodes, les tests d'AQ/CQ effectués sur ces échantillons doivent être conçus de manière à détecter toute différence éventuelle dans l'efficacité du tri selon les taxons imputable à la méthode de coloration utilisée.

L'application des procédures d'AQ/CQ est critique à cette étape. Les exigences d'AQ/CQ applicables au traitement des échantillons d'invertébrés benthiques sont décrites en détails à la section 5.22.4.

5.21.2 Sous-échantillonnage en laboratoire

Le sous-échantillonnage des échantillons d'invertébrés au laboratoire est acceptable si la méthode utilisée est quantitative. Les gros échantillons ou ceux qui contiennent de grandes quantités de débris sédimentaires peuvent nécessiter un sous-échantillonnage avant le tri. Il existe diverses méthodes de sous-échantillonnage en laboratoire. Ces méthodes sont décrites par Klemm *et al.*, (1990), Canton (1991), Mason (1991b), Plafkin *et al.* (1989), Wrona *et al.* (1982), Marchant (1989) et Sebastien *et al.* (1988). La méthode utilisée devrait faire l'objet d'une description détaillée. En général, on devrait trier au moins un quart de l'échantillon. En pratique, il est recommandé de poursuivre le sous-échantillonnage jusqu'à ce qu'on obtienne le nombre minimal d'organismes permettant d'atteindre une valeur de variance préétablie (voir Wrona *et al.*, 1982). Par exemple, dans le cas du sous-échantillonneur à cône décrit par Wrona *et al.* (1982), lorsque le nombre d'organismes répertoriés dépasse 50 et s'approche de 100, l'atténuation de l'erreur de sous-échantillonnage en fonction de l'effort consenti diminue. Le gain d'information obtenu par la multiplication des sous-échantillons ne vaut pas le temps supplémentaire investi. Dans ce cas (Wrona *et al.*, 1982), ainsi que dans d'autres situations (Hickley, 1975; Elliott, 1977), le nombre minimal d'organismes à dénombrer s'élevait à 100. Il est recommandé d'appliquer ce nombre minimal à chaque protocole de tri et de sous-échantillonnage en laboratoire utilisé pendant un programme d'ESEE.

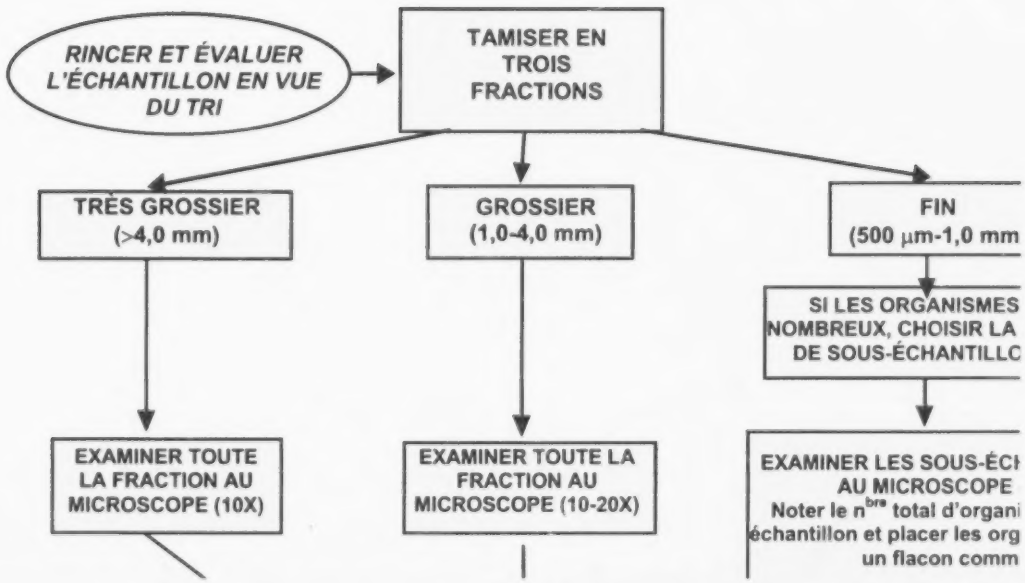
Les aspects suivants méritent également d'être pris en compte lors du tri et du sous-échantillonnage en laboratoire :

1) L'efficacité des méthodes de tri devrait être réévaluée selon le type d'échantillons prélevés. Les méthodes de tri peuvent en effet différer selon que les échantillons contiennent de grandes quantités d'algues, de bryophytes ou de détritus.
2) Si l'échantillon contient un grand nombre d'organismes appartenant à un taxon particulier (p. ex., >1 000 chironomides) ou si de nombreux organismes sont récupérés dans une fraction particulière de l'échantillon, le sous-échantillonnage peut être restreint à ces seules fractions ou à cette seule catégorie d'organismes, et tout le reste de l'échantillon peut être trié.
3) Lorsqu'on entreprend un programme de sous-échantillonnage en laboratoire, il est recommandé d'estimer l'erreur due à la méthode de sous-échantillonnage utilisée en poursuivant l'opération jusqu'à ce que tout l'échantillon soit trié, et ce pour au moins 10 % de tous les échantillons. Cette précaution s'avère particulièrement importante si des échantillons provenant de zones ou de stations différentes sont traités selon des protocoles de sous-échantillonnage différents.
4) Il convient de noter soigneusement toutes les étapes du sous-échantillonnage en laboratoire de manière à ne pas compromettre l'exactitude des calculs de la densité totale et d'autres paramètres.

Un diagramme des différentes étapes du protocole de tri et de sous-échantillonnage est présenté à la figure 5.11. Il s'agit d'un exemple seulement, et des modifications peuvent être apportées à ce schéma selon le type de matériel échantillonné et le nombre d'organismes présents dans les échantillons. Par exemple, certains protocoles de sous-échantillonnage ne conviennent pas aux échantillons renfermant de grandes quantités d'algues ou peu d'organismes. En revanche, l'exemple illustré à la figure 5.11 s'applique bien aux échantillons qui renferment de gros débris (p. ex. feuilles ou petites branches). Dans ce cas, le fractionnement accélère le tri et la récupération des nombreux petits organismes concentrés dans la fraction la plus fine (500 µm-1,00 mm). Chaque laboratoire devrait indiquer les procédures utilisées pour le tri et le sous-échantillonnage et fournir une documentation complète sur ces méthodes.

Figure 5-11: Protocole pour le tri et le sous-échantillonnage des invertébrés benthiques applicable aux échantillons renfermant des détritus et un grand nombre de petits organismes.

Il s'agit d'un exemple seulement, et le schéma peut être modifié en fonction de la nature des échantillons traités.


RINCER ET ÉVALUER L'ÉCHANTILLON EN VUE DU TRI
TAMISER EN TROIS FRACTIONS
TRÈS GROSSIER (>4,0 mm)
GROSSIER (1,0-4,0 mm)
FIN (500 µm-1,0 mm
SI LES ORGANISMES NOMBREUX, CHOISIR LA DE SOUS-ÉCHANTILLC
EXAMINER TOUTE LA FRACTION AU MICROSCOPE (10X)
EXAMINER TOUTE LA FRACTION AU MICROSCOPE (10-20X)
EXAMINER LES SOUS-ÉCI AU MICROSCOPE
Noter le n^bre total d'organi échantillon et placer les org un flacon comm

5.21.3 Taxonomie et collections de référence

Pour la plupart des étapes du programme d'ESEE, le niveau de résolution taxonomique recommandé pour l'identification des invertébrés benthiques dulcicoles est la ***famille***. Toutefois, pour certaines étapes, il peut être nécessaire de pousser plus loin l'identification selon les questions et les objectifs de l'étude (voir la section 5.12). Le plus bas niveau taxonomique pratiquement possible est le genre pour la majorité des insectes et, pour les autres groupes, le taxon le plus bas qu'on peut atteindre sans recourir à des méthodes spéciales (dissection, microscope) ou à des spécialistes (Taylor, 1997). Bien que ce niveau d'identification ne soit pas recommandé pour la plupart des organismes dulcicoles, il peut convenir si une identification plus fine s'avère souhaitable pour le suivi ciblé ou la recherche des causes. Le tableau 5.9 énumère les ouvrages taxonomiques couramment utilisés pour l'identification de groupes particuliers ou d'organismes associés à des régions précises.

L'identification de tous les spécimens versés dans la collection de référence devrait être vérifiée par des spécialistes reconnus. Les musées peuvent parfois offrir ce service lorsque l'étude se déroule dans des régions éloignées et peut conduire à la découverte de nouvelles espèces ou à la confirmation d'une extension d'aire. Parfois, ils peuvent également accepter de conserver des échantillons choisis ou des spécimens de référence. Toutefois, comme l'entretien du matériel biologique conservé exige des efforts considérables, il faut veiller à réduire le plus possible la quantité de matériel confiée au musée.

Tableau 5-9: Clés taxonomiques - Invertébrés benthiques dulcicoles.

TAXON	Références taxonomiques couramment utilisées
Clés générales	Merritt et Cummins, 1984, 1996; Peckarsky *et al.*, 1990; Pennak, 1978; Thorp et Covich, 1991
Clés régionales	Clifford, 1991 (Alberta) Lehmkuhl 1975a, 1975b, 1976, 1979 (Saskatchewan) Laplante *et al.* 1981 (Québec)
Clés applicables à des taxons précis	
ANNÉLIDES Oligochètes Hirudinés	 Brinkhurst, 1986 Klemm, 1972, 1985, 1991
Crustacés Amphipodes Décapodes Cladocères Copépodes	Bousfield, 1958 Brandlova, 1972 Dussart, 1969 Crocker et Barr, 1968 Fitzpatrick, 1983
INSECTES	Chu et Cutkomp, 1992; Hilsenhoff, 1995
PLÉCOPTÈRES (perles)	Fullington et Steward, 1980; Harper et Hynes, 1971; Hitchcock, 1974; Stewart et Stark, 1988
ÉPHÉMÉROPTÈRES (éphémères)	Allen et Edwards, 1965; Bednarik et McCafferty, 1970, 1979; Edmunds *et al.*, 1976; Lewis, 1974; Morihara et McCafferty, 1979; McCafferty et Waltz, 1990; Waltz, 1994
ODONATES (libellules et demoiselles)	Hilsenfoff, 1995; Westfall et May, 1996; Walker, 1933, 1955, 1958; Walker et Corbet, 1978
TRICHOPTÈRES (phryganes)	Schefter et Wiggins, 1986; Schuster et Etnier 1978; Wiggins, 1996
COLÉOPTÈRES	Brown ,1992; Hilsenhoff et Schmude, 1992
DIPTÈRES (mouches)	Hilsenhoff, 1995; Johannsen, 1977; Oliver *et al.*, 1978; Saether, 1975, 1977; Simpson et Bode, 1990; Wiederhom, 1983, 1986; Wood, 1963
GASTÉROPODES (escargots et colimaçons)	Burch, 1989; Clarke, 1981
PÉLÉCYPODES (myes, moules)	Mackie *et al.* 1980; Clarke, 1981; Burch, 1975a,b; Mackie et Huggins, 1983

Le tableau 5.10 précise les niveaux de résolution taxonomique recommandés pour les principaux groupes d'invertébrés benthiques marins. Habituellement, le niveau de résolution taxonomique devrait être uniforme à l'intérieur de chaque groupe important pour tous les échantillons prélevés durant une étude ou dans le cadre de plusieurs études consécutives. Les organismes qui ne peuvent être identifiés avec le niveau de précision requis doivent être regroupés dans une catégorie distincte dans la base de données fondamentales, au niveau de résolution taxonomique le plus précis possible. Comme l'exactitude du travail taxonomique repose sur la disponibilité d'une documentation à jour, il est important d'avoir accès aux ouvrages taxonomiques de base. L'utilisation de clés couvrant la région géographique étudiée est fortement recommandée. Une liste détaillée des ouvrages taxonomiques permettant l'identification des invertébrés marins et estuariens est présentée au tableau 5.11. Pour les taxons dont l'identification exige un examen microscopique détaillé, un montage sous lame de microscope peut s'imposer. La préparation de tels montages peut comporter plusieurs étapes préliminaires, notamment la dissection, le lavage et la coloration des spécimens. Les techniques de montage sous lame de microscope sont décrites par Klemm *et al.* (1990). Dans le cas des invertébrés benthiques marins, les formes immatures ou non adultes doivent être identifiées et dénombrées séparément des adultes, car elles peuvent présenter des réactions différentes aux effets environnementaux. Toutes les identifications doivent être effectuées ou vérifiées par un taxinomiste qualifié et expérimenté. Les collections de référence déjà établies peuvent également se révéler fort utiles. L'Atlantic Reference Centre au Centre des sciences de la mer Huntsman, à St. Andrews (N.-B.), possède une excellente collection de référence. Des iconographies ont également été utilisées avec succès (Camburn *et al.*, 1984-1986).

Tableau 5-10: Niveaux de résolution taxonomique recommandés pour les invertébrés benthiques marins.

Taxon	Niveau
Porifères	Classe
Cnidaires	Genre
Turbellariés	Genre
Némertéens	Genre
*Nématodes	Embranchement (ne pas inclure dans les analyses)
Sipunculiens	Espèce
Priapulides	Espèce
Brachiopodes	Genre
Bryozoaires	Famille
Mollusques	
• Aplacophores	Genre
• Gastéropodes	Espèce
• Bia	Espèce
• Polyplacophores	Genre
• Scaphopodes	Espèce
Annélides	
• Polychètes	Espèce (sauf quelques immatures)
• Oligochètes	Genre
Arthropodes	
• Pycnogonides	Famille
• Céphalocarides	Sous-classe
• Malacostracés	Espèce
• *Copépodes	Sous-classe (à exclure des analyses)
• Cirripèdes	Espèce
Ascidiacés	Famille
Échinodermes	Espèce

* Les nématodes et les copépodes harpacticoïdes appartiennent à la méiofaune, et seule une fraction des spécimens sera retenue dans un tamis à mailles de 0,5 - 1 mm. En conséquence, les données ne sont pas représentatives et doivent être exclues des analyses (Holme et McIntyre, 1984).

Tableau 5-11: Clés taxonomiques - Invertébrés benthiques marins et estuariens du Canada.

Références
Abbot, 1974 (Coquillages)
Abbott, R.T. et Sandström, G.F., 1982 (Mollusques)
Appy *et al.*, 1980 (Polychètes de la baie de Fundy)
Austin, 1985 (Invertébrés du Pacifique)
Baker, 1980 (Espèces de Tubificidés)
Banse, 1972, 1974 (Polychètes)
Berkeley, 1952a,b (Annélides du Pacifique)
Blake, 1971 (Polydores, côte est)
Blake, 1991 (Polychètes, Atlantique Nord)
Blake, J.A., 1988 (Phyllodocidés (Polychètes), Atlantique)
Bousfield, 1960 (Coquillages de l'Atlantique)
Bousfield et Hendryks, 1994, 1995a,b (Amphipodes du Pacifique)
Bousfield et Hoover, 1995 (Amphipodes du Pacifique)
Bousfield et Kendall, 1994 (Amphipodes du Pacifique)
Bousfield, E.L., 1973 (Amphipodes de l'Atlantique)
Brinkhurst, 1982 (Oligochètes)
Brinkhurst, R.O. et Baker, H.R., 1979 (Tubificidés marins (Oligochètes))
Brunel, P., Bossé, L. et Lamarche, G., 1998 (Catalogue des invertébrés du golfe du Saint-Laurent)
Butler, 1983 (Crevettes du Pacifique)
Clark, H.L., 1907 (Holothuroïdes)
Clark, H.L., 1915 (Ophiuroïdes)
Coates, 1980 (Enchytraeides de la C.-B.)
Coe, W.R., 1943 (Némertéens, Atlantique)
Coe, W.R., 1972 (Échinodermes, Atlantique)
Cutler, 1973 (Sipunculiens)
Fauchald, K., 1977 (Polychètes)
Fournier et Petersen, 1991 (Polychètes)
Gibson, R., 1994 (Némertéens)
Gosner, 1971
Graham, A., 1988 (Gastéropodes)
Hart, 1982 (Crabes de la C.-B.)
Hobson et Banse, 1981 (Polychètes de la C.-B.)
Hyman, L.H., 1941 (Polycladides (Turbellariés), Atlantique)
Hyman, L.H., 1944 (Turbellariés, Atlantique)
Keen et Coan, 1974 (Mollusques)
Knight-Jones, P., 1978 (Spirorbidés (Polychètes), Pacifique et Atlantique)
Knight-Jones, P., 1983 (Sabellidés (Polychètes)
Kozloff, 1987 (Invertébrés du Pacifique N.-O.)
Lambert, 1981 (Étoiles de mer de la C.-B.)
Laubitz, 1972 (Caprellidés)
Light, W.J., 1977 (Spionidés (Polychètes), Pacifique)
Morris, P. A., 1975 (Mollusques, Atlantique)
Pettibone, M.H., 1963 (Polychètes, Atlantique)
Pettibone, M.H., 1992 (Pholoïdes (Polychètes)
Pettibone, M.H., 1993 (Polynoïdes (Polychètes)
Pohle, G.W., 1990 (Décapodes, Atlantique)
Sars, G.O., 1895 (Amphipodes)
Sars, G.O., 1899 (Isopodes)
Sars, G.O., 1900 (Cumacés)
SBMNH, 1994a,b,c, 1995a,b,c, 1996a,b,c, 1997a,b
Schultz, 1969 (Crustacés isopodes)
Smith, R.I., 1964 (Clés des invertébrés marins, Atlantique)
Squires, H.J., 1990 (Décapodes, Atlantique)
Steele et Brunel, 1968 (Amphipodes)
Tattersall , W.M., 1951 (Mysidacés)
Thorp, J.H. et Covich, A.P . (rédacteurs en chef),1991 (Clés des invertébrés dulcicoles)
Ushakov, P.V., 1955 (Polychètes)
Wallace, 1919 (Isopodes de la baie de Fundy)
Watling, L., 1979 (Cumacés, Atlantique)

5.21.4 AQ/CQ applicables au traitement des échantillons d'invertébrés benthiques en laboratoire

Le traitement et le dénombrement des divers taxons d'invertébrés s'effectuent en laboratoire. Une fois triés, les échantillons prélevés dans le cadre de chaque étude devraient être conservés en lieu sûr pendant au moins six ans, ou jusqu'à ce qu'on détermine qu'aucune information supplémentaire ne sera requise à leur sujet. Il importe de traiter de la même façon tous les échantillons afin de réduire les risques d'erreurs expérimentales lors des dénombrements. Pour limiter les erreurs de traitement, il convient d'intégrer les consignes suivantes aux programmes d'AQ/CQ :

1) toutes les personnes qui participent au traitement des échantillons et aux analyses doivent avoir suivi une formation appropriée;
2) les effets du sous-échantillonnage (le cas échéant) sur les estimations de l'abondance doivent être évalués sur au moins 10 % des échantillons et documentés;
3) une série d'échantillons choisis au hasard devrait être soumise à un nouveau tri aux fins de l'évaluation de l'efficacité du tri initial (voir ci-après);
4) les références taxonomiques appropriées doivent être consultées, selon le type et l'emplacement géographique de l'habitat étudié;
5) une collection de référence complète devrait être constituée pour chaque mine, vérifiée par un taxinomiste reconnu de l'extérieur et mise à jour au besoin (p. ex. lorsque de nouveaux taxons sont récoltés);
6) le système utilisé pour l'archivage des échantillons devrait être décrit;
7) des notes détaillées sur le traitement et l'analyse des échantillons en laboratoire doivent être consignées dans un cahier relié.

La première étape du traitement des échantillons consiste à séparer les organismes des débris et, au besoin, à sous-échantillonner les organismes triés en vue de pratiquer une identification plus poussée. Le taux d'erreur résultant inévitablement de ces activités devrait être estimé (voir Kreis, 1986, 1989). L'efficacité du tri se détermine facilement à l'aide de vérifications ponctuelles des débris qui restent après l'extraction des organismes. Il est recommandé de soumettre au moins 10 % des échantillons à un nouveau tri et d'utiliser pour seuil de qualité minimale acceptable du tri une proportion d'organismes non dénombrés égale ou inférieure à 10 %. Si le nouveau tri permet de récupérer plus de 10 % du nombre total d'organismes, il convient de trier de nouveau tous les échantillons appartenant à ce même groupe. Il en ira de même lorsqu'un groupe entier d'invertébrés benthiques aura échappé à l'attention de la personne chargée du tri ou n'aura pas été reconnu comme des organismes, et ce même si ces organismes représentent moins de 10 % du nombre total d'organismes répertoriés. Les facteurs suivants doivent être pris en compte dans la détermination des groupes d'échantillons semblables : 1) zone d'échantillonnage; 2) classe d'habitat; 3) personne chargée du tri. Les consignes d'AQ/CQ s'appliquent indépendamment à chaque groupe d'échantillons triés. Les fractions triées et non triées doivent être conservées tant et aussi longtemps que l'efficacité du tri et l'exactitude des identifications n'auront pas été confirmées.

On trouvera de plus amples renseignements sur les procédures générales d'AQ/CQ applicables à l'étude des invertébrés benthiques dans le rapport de l'ETIMA – 1999 (Beak, 1999).

5.22 Outils pour les méthodes alternatives de suivi et (ou) la recherche des causes

Un certain nombre d'autres outils et approches (chapitre 12) peuvent être utilisés à profit pour la recherche des causes dans le cadre d'un programme d'ESEE. La liste des méthodes présentée ci-dessous n'est pas exhaustive, et les mines peuvent proposer d'autres approches si ces dernières reposent sur des fondements scientifiques rigoureux. Les outils doivent être efficaces par rapport au coût, reconnus (leur valeur devrait être démontrée dans la littérature spécialisée) et offerts par les laboratoires consultants, universitaires et gouvernementaux, et ils doivent satisfaire aux exigences du programme d'ESEE.

L'analyse des méthodes alternatives de suivi et outils applicables à la recherche des causes passe en revue le but, le fondement et les limites de chaque méthode et fournit dans chaque cas des références pertinentes. Une description détaillée des méthodes est présentée dans ces références.

5.22.1 Application d'une approche fondée sur le poids de la preuve à la recherche des causes des effets

Pour distinguer parmi les effets cumulatifs d'agents de stress multiples qui, parfois, peuvent être une source de confusion, il faut établir clairement un lien de cause à effet avec l'effluent mis en cause. Cette situation s'impose particulièrement dans le cadre des évaluations environnementales des écosystèmes aquatiques, car ces derniers reçoivent souvent plus d'un effluent présentant des effets interdépendants. L'évaluation des résultats d'un suivi est souvent fondée dans une large mesure sur les données de suivi sur le terrain. Or, si ces données permettent d'établir des corrélations entre l'effluent d'une mine et son effet présumé, elles ne révèlent pas l'existence d'une relation claire de cause à effet. L'utilisation d'une approche fondée sur le poids de la preuve alliant des informations de provenances diverses peut cependant faciliter l'établissement d'un tel lien. L'intensité de la relation de cause à effet peut être mesurée à l'aide d'un ensemble de critères rigoureux initialement utilisés en épidémiologie. Ces critères sont énumérés dans le tableau 5.12, qui est fondé sur les travaux de Fox (1991), Suter (1993), Gilbertson (1997), Beyers (1998), Culp (1999), Culp *et al.* (2000) et Lowell *et al.* (2000). Dans bien des cas, seuls quelques critères seront satisfaits, ou encore les conclusions tirées pour certains critères contrediront celles d'autres critères. En pareilles circonstances, il peut être utile d'assigner des poids différents à chaque critère afin de refléter leur importance relative respective dans le cadre de l'évaluation. À cet égard, les évaluations tirant parti de données recueillies sur le terrain ou de résultats d'expériences de laboratoire ont plus de poids que celles qui sont fondées uniquement sur des données de suivi sur le terrain. Souvent, il n'est pas nécessaire de satisfaire à tous les critères pour démontrer l'existence d'une relation de cause à effet (p. ex., voir Beyers, 1998). L'application de critères rigoureux à l'évaluation des données amassées dans le cadre d'un programme d'ESEE est avantageuse à bien des égards, car elle : 1) aide à établir des liens entre

divers assemblages de données sur les effets d'agents de stress multiples; 2) permet d'assigner plus clairement les liens de causalité; 3) facilite l'identification des lacunes importantes en matière d'information et, par conséquent, les critères qui demeurent à satisfaire. Ce type d'approche peut accroître la rigueur et la robustesse des évaluations des effets des effluents miniers en permettant l'utilisation de méthodes alternatives de suivi et de méthodes de recherche des causes, favorisant ainsi la mise en place de stratégies de gestion plus efficaces.

Tableau 5-12: Ensemble de critères de causalité rigoureux formant une partie de l'approche fondée sur le poids de la preuve applicable à l'évaluation des effets d'un effluent minier (Culp *et al.*, 2000; Lowell *et al.*, 2000).

Critères de causalité pour l'approche fondée sur le poids de la preuve
Corrélation spatiale entre un agent de stress et un effet le long d'un gradient d'exposition élevée à faible.
Corrélation temporelle entre un agent de stress et un effet en fonction de la durée d'exposition.
Mécanisme plausible liant l'agent de stress à l'effet.
Vérification expérimentale des effets de l'agent de stress en présence de conditions contrôlées et de la concordance des résultats expérimentaux avec les données amassées sur le terrain.
Intensité : courbe exposition-réponse déterminant une pente prononcée.
Spécificité : effet diagnostique de l'exposition à un agent de stress particulier.
Manifestations de l'exposition (contaminants ou autres indicateurs) dans le corps des organismes touchés.
Constance de l'association stress-effet au cours des divers relevés effectués dans la région à l'étude.
Cohérence des résultats avec les observations effectuées dans d'autres régions où des agents de stress et effets identiques ou analogues ont été étudiés.

Références :

Beyers, D.W. 1998. Causal inference in environmental impact studies. J. N. Am. Benthol. Soc. 17:367-373.

Culp, J.M. 1999. Weight-of-Evidence Assessments for Large Rivers: Linking Community Bioassays with Field and Laboratory Studies. Workshop on Integrated Approaches for Interpreting Environmental Effects Monitoring Data. DOE EEM/1999/1.

Culp, J.M., R.B. Lowell and K.J. Cash. 2000. Integrating in situ community experiments with field studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers. Environ. Toxicol. Chem. 19(4):(*in press*).

Fox, G.A. 1991. Practical causal inference for ecoepidemiologists. J. Toxicol. Environ. Health 33:359-379.

Gilbertson, M. 1997. Advances in forensic toxicology for establishing causality between Great Lakes epizootics and specific persistent toxic chemicals. Environ. Toxicol. Chem. 16:1771-1778.

Lowell, R.B., J.M. Culp, and M.G. Dube. 2000. A weight-of evidence approach for northern river risk assessment: integrating the effects of multiple stressors. Environ. Toxicol. Chem. 19(4): (*in press*).

Suter, G.W. II. 1993. Ecological Risk Assessment. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.

5.22.2 Bioessais à l'échelle des communautés au moyen de mésocosmes comme méthode alternative de suivi ou outil de bioévaluation

La conduite sur le terrain de bioessais à l'échelle des communautés au moyen de mésocosmes peut être envisagée en remplacement du suivi biologique classique pour déterminer, dans le cadre des suivis initial, périodique et ciblé, si l'effluent a un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques lorsque certains descripteurs environnementaux peuvent être une source de confusion ou lorsqu'il y a des rejets multiples, ou encore lorsque la sécurité des travailleurs sur le terrain est compromise ou des rejets d'effluents dans le passé ont modifié l'habitat à l'étude. Cette approche peut également être utilisée à profit pour la recherche des causes lorsqu'une forte inférence est nécessaire pour prendre des décisions en vue d'atténuer les impacts. L'expérimentation à l'aide de mésocosmes fournit les niveaux de répétition et de contrôle requis sur les variables pertinentes et permet de manipuler les populations et communautés aquatiques en présence de conditions d'exposition contrôlées et de conditions environnementales ambiantes (température, qualité de l'eau, photopériode). Cette approche fournit un niveau de complexité écologique plus élevé que les épreuves de toxicité et, par conséquent, des informations écologiques importantes sur les effets chroniques des polluants sur les chaînes trophiques. Les mésocosmes diffèrent considérablement par leur conception, et plusieurs auteurs se sont récemment penchés sur leur utilisation et application en écotoxicologie (Shriner et Gregory, 1984; Kosinski, 1989; Beyers et Odum, 1993; Cooper et Barmuta, 1993; Guckert, 1993; Graney *et al.*, 1994; Pontasch, 1995; Culp *et al.*, 1996). Au Canada, Culp *et al.* (1996, 2000), Lowell *et al.* (1995) et Dube *et al.* (1998) ont utilisé des mésocosmes pour évaluer des effets. L'utilisation de mésocosmes comporte cependant des inconvénients ou des limites, notamment le manque d'accès à des sites d'essais et infrastructure appropriés, la brièveté de la période d'essai (quelques semaines à quelques mois) interdisant l'examen des processus de bioaccumulation à long terme et la disponibilité commerciale limitée de la technique. En cas d'application de cette approche comme méthode alternatives aux méthodes de bioévaluation conventionnelles, il apparaît souhaitable de veiller à ce que les coûts demeurent comparables à ceux des études de suivi biologique courantes.

On trouvera de plus amples renseignements sur l'utilisation de mésocosmes dans la section 12.1.

Références :

Beyers, R.J., and H.T. Odum. 1993. *Ecological microcosms.* Springer-Verlag, New York, NY, USA.

Cooper, S.D., and L. Barmuta. 1993. Field experiments in biomonitoring. In D.M. Rosenberg and V.H. Resh, eds., *Biomonitoring and benthic invertebrates.* Chapman and Hall, New York, NY, USA, pp. 399-441.

Culp, J.M. 1999. Weight-of-Evidence Assessments for Large Rivers: Linking Community Bioassays with Field and Laboratory Studies. Workshop on Integrated Approaches for Interpreting Environmental Effects Monitoring Data. DOE EEM/1999/1.

Culp, J.M., and C.L. Podemski. 1996. Design and application of a novel stream microcosm system for assessing effluent impacts to large rivers. In M. R. Servos, K.R. Munkittrick,

J.H. Carey and G.J. Van Der Kraak, eds., *Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents.*, St. Lucie Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 549-555.

Culp, J.M., C.L. Podemski, K.J. Cash, and R.B. Lowell. 1996. Utility of field-based artificial streams for assessing effluent effects on riverine ecosystems. *J. Aquat. Ecosystem Health* 5:117-124.

Culp, J.M., R.B. Lowell, and K.J. Cash. Integrating in situ community experiments with field studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers. Environ. Toxicol. Chem. 19(4): (*in press*).

Dube, M.G., and J.M. Culp. 1996. Growth responses of periphyton and chironomids exposed to biologically treated bleached-kraft pulp mill effluent. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:2019-2027.

Dube, M.G., J.M. Culp, and J.A. Smith. 1998. Development and testing of a mesocosm technology for environmental effects monitoring (EEM) methods application. pp. 43-46. *In* S.C. Courtenaay, W.R. Parker, and G.P. Rawn [eds.]. Proceedings of a a workshop to assess alternatives to the fish survey component of the environmental effects monitoring program for Canadian pulp and paper mills. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2233.

Graney, F.L., J.J. Kennedy, and J.H. Rodgers. (eds.) 1994. Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment. Special publication of SETAC. Press, Pensacola, FL, USA.

Guckert, J.B. 1993. Artificial streams in ecotoxicology. In G.A. Lamberti and A.D. Steinman, eds., *Research in artificial streams: applications, uses, and abuses, J. North Amer. Benthological Soc.* 12:313-384, pp. 350-356.

Kosinski, R.J. 1989. Artificial streams in ecotoxicological research. In A. Boudou and F. Ribeyre, eds., *Aquatic ecotoxicology: fundamental concepts and methodologies*, Vol. I, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 297-316.

Lowell, R.B, J.M. Culp, and F.J. Wrona. 1995. Stimulation of increased short-term growth and development of mayflies by pulp mill effluent. *Environ. Toxicol. Chem.* 14:1529-1541.

Podemski, C.L., and J.M. Culp. 1996. Nutrient and contaminant effects of bleached kraft mill effluent on benthic algae and insects of the Athabasca River, AB, Canada. In M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey, and G. J. Van Der Kraak, eds., *Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents,* St. Lucie Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 571-580.

Pontasch, K.W. 1995. The use of stream microcosms in multispecies testing. In J. Cairns and B.R. Niederlehner, eds, *Ecological toxicity testing: scale, complexity and relevance*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, pp. 169-191.

Rodgers, J. H., Jr., N.O. Crossland, E.R. Kline, W.B. Gillespie, Jr., R.A. Figueroa, and P.B. Dorn. 1996. Design and construction of model stream ecosystems. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 33:30-37.

Shriner, C., and T. Gregory. 1984. Use of artificial streams for toxicological research. *Crit. Rev. Toxicol.* 13:353-281.

5.22.3 Méthodes de détermination des marqueurs biologiques et des charges corporelles de métaux

L'utilisation de marqueurs biologiques et de charges corporelles de métaux peut se révéler utile durant le suivi ciblé (pour déterminer l'ampleur de l'effet) et la recherche des causes lorsqu'un effet a été détecté mais que son origine n'a pas été élucidée dans le cadre des campagnes de suivi conduites antérieurement. Une augmentation significative des charges corporelles de métaux ou des réponses des biomarqueurs (soit dans le temps ou par rapport aux stations de référence) indique que les métaux sont biodisponibles dans l'environnement récepteur. Si l'on dispose de données sur la relation entre la bioaccumulation et la toxicité, on peut utiliser les données de bioaccumulation pour déduire directement la cause de la toxicité. Parmi les biomarqueurs pour les métaux, la métallothionéine (MT) présente la plupart des caractéristiques recherchées chez de tels outils. Ainsi, la MT présente une réponse proportionnelle à la dose aux changements des concentrations ambiantes d'un métal-trace ou d'un groupe de métaux-traces (Cd, Cu, Zn, Ag). En outre, un lien a été établi entre une élévation des concentrations de MT et l'apparition d'effets nocifs chez les organismes et les populations, la présence de fortes concentrations témoignant d'une baisse de la capacité de détoxification des métaux et d'une liaison non spécifique des métaux aux cibles cellulaires de la toxicité. Des bivalves dulcicoles et marins, des larves d'insectes benthiques et des amphipodes ont été utilisés avec succès pour mesurer les concentrations de MT et les charges corporelles de métaux. Des espèces indigènes peuvent être recueillies à cette fin aux sites exposés ou transplantées des sites de références aux sites exposés. L'étude de la bioaccumulation est particulièrement utile pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux non essentiels (Cd, Pb, Tl, etc.). Les concentrations de cuivre et de zinc dans les tissus des invertébrés peuvent être contrôlées à divers degrés, et leurs concentrations de fond peuvent être élevées. En conséquence, l'utilité des dosages du cuivre et du zinc peut être limitée chez les invertébrés. À la lumière des observations effectuées à ce jour sur le terrain, rien n'indique que les concentrations de MT varient en fonction des concentrations des métaux comme l'As, le Ni, le Pb et le Hg. En outre, le biomarqueur MT ne révèle pas l'exposition à des substances chimiques non métalliques comme l'ammoniac et le cyanure. Un nombre croissant de données citées dans la littérature spécialisée révèlent que la MT est un excellent biomarqueur des effets induits par les métaux. Toutefois, l'application de l'approche effet-biomarqueur n'a pas encore franchi l'étape de l'expérimentation (au moment de la rédaction du présent document) et devrait faire l'objet d'une validation et démonstration sur le terrain dans diverses zones minières indépendantes. Le dosage des métaux et de la MT dans l'organisme est une opération relativement facile et peu dispendieuse, et le secteur privé dispose des méthodes voulues (pour le dosage des métaux plus que pour celui de la MT).

Références :

Charges corporelles de métaux

Borgmann, U. and Norwood, W.P. 1997. Toxicity and accumulation of zinc and copper in *Hyalella azteca* exposed to metal-spiked sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1046-1054.

Borgmann, U. and Norwood, W.P. 1997. Identification of the toxic agent in metal-contaminated sediments from Manitouwadge Lake, Ontario, using toxicity-accumulation relationships in *Hyalella azteca*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1055-1063.

Borgmann, U. 2000. Methods for assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: Bioaccumulation-toxicity relationships, water concentrations, and sediment spiking approaches. Aquat. Ecosyst. Health Management. (*in press*).

Borgmann, U. and W.P. Norwood. 1999. Predicting the toxicity of lead in sediments to *Hyalella azteca*: the significance of bioaccumulation and dissolved metal. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1494-1503.

Tessier, A., Couillard, Y., P.G.C. Campbell, and J.C.A. Auclair. 1993. Modeling Cd partitioning in oxic lake sediments and Cd concentrations in the freshwater bivalve *Anodonta grandis*. Limnol. Oceanogr. 38: 1-17.

Métallothionéine

Couillard, Y. 1997. With the collaboration of L. St-Cyr. Technical evaluation of metallothionein as a biomarker for the mining industry. Technical report for the Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) program, AETE Project 2.2.1, prepared for Natural Resources Canada, Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET). 191 p.

Couillard, Y., A. Giguère, P.G.C. Campbell, O. Perceval,B. Pinel-Alloul, and L. Hare. 1999. Field evaluation of the use of metallothionein as a biomarker for metal contamination and toxic effects in the freshwater bivalve *Pyganodon grandis*: Subcellular metal partitioning. SETAC 20th Annual Meeting, 14-18 November 1999, Philadelphia. PA.

Giguère, A., Y. Couillard, O. Perceval, P.G.C. Campbell, J. Pellerin-Massicotte, and B. Pinel-Alloul.1999. Field evaluation of the use of metallothionein as a biomarker for metal contamination and toxic effects in the freshwater bivalve *Pyganodon grandis*: Responses at the organism level. SETAC 20th Annual Meeting, 14-18 November 1999, Philadelphia. PA.

Gillis, P.L., D.G. Dixon, T.B. Reynoldson, and L.C. Diener. 1999. Metallothionein as a biomarker for trace metal exposure and effects in *Tubifex tubifex* and *Chironomus riparius*. SETAC 20th Annual Meeting, 14-18 November 1999, Philadelphia. PA.

Laflamme J.S., Y. Couillard, P.G.C. Campbell and A. Hontela. 1998. Impaired physiological response to stress and high levels of metallothionein in perch (*Perca flavescens*) from lakes contaminated by heavy metals. 25th Annual Aquatic Toxicity Workshop, 18- 21 October 1998, Quebec City, QC.

Perceval, O., Y. Couillard, A. Giguere, B. Pinel-Alloul, and P.G.C. Campbell. 1999. Field evaluation of the use of metallothionein as a biomarker for metal contamination and toxic effects in the freshwater bivalve *Pyganodon grandis*: Responses at the population level. SETAC 20th Annual Meeting, 14-18 November 1999, Philadelphia. PA.

Pinel-Alloul, B., P.G.C. Campbell, L. Hare, Y. Couillard, A. Giguere, and O. Perceval. 1999. Field evaluation of the use of metallothionein as a biomarker for metal contamination and toxic effects in the freshwater bivalve *Pyganodon grandis*: Overview. SETAC 20th Annual Meeting, 14-18 November 1999, Philadelphia. PA.

Wang, D., Y. Couillard, P.G.C. Campbell and P. Jolicoeur. 1999. Changes in subcellular metal partitioning in the gills of freshwater bivalves (*Pyganodon grandis*) living along an environmental cadmium gradient. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 774-784.

5.22.4 Tests de toxicité létale et sublétale

Les tests de toxicité létale et sublétale peuvent être utilisés durant le suivi ciblé et la recherche des causes lorsqu'un effet a été détecté ou lorsque des travaux antérieurs n'ont pas permis d'élucider de façon satisfaisante l'origine du problème. Ces méthodes permettent de déterminer directement la toxicité létale ou sublétale et de confirmer que les altérations observées parmi la communauté d'invertébrés benthiques sont imputables à la toxicité de l'effluent minier plutôt qu'à des facteurs confondants. En effet, l'altération de la structure de la communauté d'invertébrés benthiques peut être due à d'autres facteurs que la toxicité de l'effluent, dont des différences environnementales. Mais lorsque l'altération de la structure de la communauté s'accompagne de symptômes de toxicité, l'effluent devrait être tenu responsable des changements observés chez les invertébrés benthiques. Ces méthodes fournissent également des renseignements importants pour l'interprétation des effets notés sur le terrain lorsque les données sur la communauté d'invertébrés benthiques sont peu concluantes ou lorsque seulement des espèces tolérant la pollution sont présentes dans les sites exposés et les sites de référence. Ainsi, comme la toxicité des métaux dans les sédiments n'est pas proportionnelle aux concentrations de métaux totaux, la biodisponibilité peut varier considérablement entre les sédiments. Les concentrations de métaux dans les invertébrés exposés à des sédiments peuvent fournir des indications directes de la biodisponibilité de ces mêmes métaux, et si l'on dispose de données sur la relation entre la bioaccumulation et la toxicité, la cause de la toxicité peut être déduite à partir de la bioaccumulation des métaux. Parallèlement, les concentrations de métaux dans la couche d'eau sus-jacente durant les tests de toxicité statique présentant un rapport eau-sédiments suffisamment élevé peuvent être utilisées pour estimer la biodisponibilité des métaux et l'origine de la toxicité des sédiments. Il convient de noter que les données sur la bioaccumulation sont particulièrement utiles pour estimer la biodisponibilité des métaux non essentiels et non contrôlés (Cd, Tl, etc.). Toutefois, la bioaccumulation du cuivre et du zinc dans les tissus des invertébrés est moins utile parce que ces éléments sont contrôlés à divers degrés, et leurs concentrations de fond peuvent être élevées. Pour les métaux réglementés, les concentrations dans la couche sus-jacente représentent parfois un meilleur indicateur de la biodisponibilité et de l'origine de la toxicité.

Un grand nombre de tests sont disponibles. Un certain nombre d'entre eux sont énumérés ci-dessous. Par ailleurs, l'évaluation de la toxicité des sédiments entiers, le dosage des contaminants dans les sédiments et les études des communautés d'invertébrés benthiques dans une zone de dépôt des sédiments commune permettent d'établir des corrélations entre les différents outils de suivi des sédiments par application de l'approche triadique d'évaluation de la

qualité des sédiments. La présence de corrélations étroites fournit des indications sur la probabilité que les contaminants présents dans les sédiments soient à l'origine des effets observés sur le terrain. Les tests peuvent être réalisés en laboratoire avec des échantillons de sédiments prélevés sur le terrain, mais aussi sur le terrain, avec des animaux en cage. La transplantation d'organismes prélevés sur le terrain est une approche complémentaire au suivi biologique des communautés benthiques qui facilite l'interprétation des résultats lorsqu'il y a des facteurs confondants, des rejets multiples ou des modifications d'habitat découlant de rejets passés. Ces méthodes peuvent également se révéler utiles pour expliquer l'absence d'un ou de plusieurs taxons dans les sites exposés.

Les tests de toxicité létale et sublétale comportent un certain nombre de limites importantes. Comme les tests de toxicité en laboratoire ne permettent pas de déterminer la toxicité *in situ*, ils risquent de ne pas rendre compte de la toxicité due à l'eau sus-jacente ou des effets de la chimie de cette couche d'eau sur la toxicité des contaminants. Ces problèmes deviennent particulièrement importants lorsque la chimie de l'eau sus-jacente utilisée pour les tests de toxicité diffère substantiellement de celle de l'eau d'où proviennent les échantillons ou lorsque les conditions sur le terrain ou durant les tests de toxicité sont telles que les concentrations des contaminants dans l'eau sus-jacente est loin du point d'équilibre avec les sédiments. Pour les approches prévoyant la transplantation d'organismes, les sites expérimentaux doivent être visités au moins deux fois et protégés contre les actes de vandalisme. Pour les essais biologiques en cage, on utilise souvent des spécimens plus vieux (plus gros) et moins sensibles parce que les mailles de la cage doivent être suffisamment grandes pour laisser passer l'eau et prévenir les effets dus à la cage comme l'encrassement, la sédimentation et la réduction des concentrations d'oxygène dissous. Il est également important de maintenir le coût des tests de laboratoire, des tests de toxicité des sédiments ou des bioessais à un niveau comparable à celui d'une étude conventionnelle. En outre, les méthodes devraient être offertes par les laboratoire consultants, universitaires et gouvernementaux.

Références :

Méthodes : essais de survie et de croissance ou de reproduction de Hyalella azteca, Chironomus *sp.*, Tubifex tubifex *et* Hexagenia *sp. dans les sédiments entiers; mesure des charges corporelles de métaux chez les invertébrés utilisés dans les tests de toxicité des sédiments*

AETE (Aquatic Effects Technology Evaluation Program). 1998. Summary and cost-effectiveness of aquatic effects monitoring technologies applied in the 1997 AETE field evaluation program. Canada Centre for Mineral and Energy Technology, Ottawa, ON.

ASTM (American Society for Testing and Materials). 1997. Standard test methods for measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with fresh water invertebrates (Annex 3, *Hexagenia* spp., and Annex 4, *Tubifex tubifex*). Volume 11.05, Standard E1706-95b.

Bedard, D., Hayton, A., and Persaud, D. 1992. Ontario Ministry of Environment laboratory sediment biological testing protocol. Water Resources Branch, Ontario Ministry of Environment, Toronto, ON, 26 pp.

Borgmann, U. and Norwood, W.P. 1997. Toxicity and accumulation of zinc and copper in *Hyalella azteca* exposed to metal-spiked sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **54**: 1046-1054.

Borgmann, U. and Norwood, W.P. 1997. Identification of the toxic agent in metal-contaminated sediments from Manitouwadge Lake, Ontario, using toxicity-accumulation relationships in *Hyalella azteca*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **54**: 1055-1063.

Borgmann, U. 2000. Methods for assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: Bioaccumulation-toxicity relationships, water concentrations, and sediment spiking approaches. Aquat. Ecosyst. Health Management. In press.

Borgmann, U. and W.P. Norwood. 1999. Predicting the toxicity of lead in sediments to *Hyalella azteca*: the significance of bioaccumulation and dissolved metal. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1494-1503.

Borgmann, U. and W.P. Norwood. 1999. Sediment toxicity testing using large water-sediment ratios: an alternative to water renewal. Environ. Poll. 106: 333-339.

Borgmann, U., V. Cheam, W.P. Norwood and J. Lechner. 1998. Toxicity and bioaccumulation of thallium in *Hyalella azteca*, with comparison to other metals and prediction of environmental impact. Environ. Poll. 99: 105-114.

Borgmann, U., R. Néron and W.P. Norwood. 2000. Quantification of bioavailable nickel in sediments and toxic thresholds to Hyalella azteca. Environ. Poll. submitted.

Deaver, E. and Rodgers, J.H., Jr. 1996. Measuring bioavailable copper using anodic stripping voltammetry. Environ. Toxicol. Chem. **15**: 1925-1996.

Environment Canada. 1997. Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes (*Chironomus tentans* ou *Chironomus riparius)*. Série de la Protection de l'environnement, Ottawa (Ontario), SPE 1/RM/32.

Environnement Canada. 1997. Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole *Hyalella azteca* dans les sédiments. Série de la Protection de l'environnement, Ottawa (Ontario), SPE 1/RM/33.

ETIMA (Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impacts en milieu aquatique). 1996. Évaluation sur le terrain des méthodes de surveillance des effets des effluents miniers en milieu aquatique – Étude pilote de 1995. Projet ETIMA 4.1.1. Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie, Ottawa, Ont.

MacLean, R.S., Borgmann, U., and Dixon, D.G. 1996. Bioaccumulation kinetics and toxicity of lead in *Hyalella azteca* (Crustacea, Amphipoda). Can. J. Fish. Aquat. Sci. **53**: 2210-2220.

Neumann, P.T.M., Borgmann, U., and Norwood, W.P. 1999. The effect of gut clearance on metal body concentrations in *Hyalella azteca*. Environ. Toxicol. Chem. 18: 976-984.

Warren, L., Tessier, A, and Hare, L. 1998. Modeling cadmium accumulation by benthic invertebrates in situ: the relative contributions of sediment and overlying water compartments to organism cadmium concentrations. Limnol. Oceanogr. 43: 1442-1454.

Méthodes : essais biologiques sur le terrain avec des animaux en cage

Couillard, Y., P.G.C. Campbell, A. Tessier, J. Pellerin-Massicotte, and J.C. Auclair. 1995. Field transplantation of a freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, across a metal contamination gradient. I. Temporal changes in metallothionein and metal (Cd, Cu, Zn) concentrations in soft tissues. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 : 690-702.

Couillard, Y., P.G.C. Campbell, J. Pellerin-Massicotte, and J.C. Auclair. 1995. Field transplantation of a freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, across a metal contamination gradient. II. Metallothionein response to Cd and Zn exposure, evidence for cytotoxicity,

and links to effects at higher levels of biological organization. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 : 703-715.

Henry, C.J., Higgins, K.F., and Buhl, K.J. 1994. Acute toxicity and hazard assessment of Rodeo®, X-77 Spreader®, and Chem-Trol® to aquatic invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27 : 392-399.

Muir, D.C.G., Kenny, D.F., Grift, N.P., Robinson, R.D., Titman, R.D., and Murkin, H.R. 1991. Fate and acute toxicity of bromoxynil esters in an experimental prairie wetland. Environ. Toxicol. Chem. 10 : 395-406.

Mulliss, R.M., Revitt, D.M., and Shutes, R.B.E. 1996. A statistical approach for the assessment of the toxic influences on *Gammarus pulex* (Amphipoda) and *Asellus aquaticus* (Isopoda) exposed to urban discharges. Wat. Res. 30 : 1237-1243.

Stewart, R. 1997. Technical evaluation of molluscs as a biomonitoring tool for the canadian mining industry. AETE Project 2.3.1. Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) Program, Canada Centre for Mineral and Energy Technology, Ottawa, ON. 248 p.

van Wijngaarden, R.P.A., van den Brink, P.J., Crum, S.J.H., Voshaar, J.H.O., Brock, T.C.M., and Leeuwangh, P. 1996. Effects of the insecticide Dursban® 4^E (active ingredient chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches : I. Comparison of short-term toxicity between the laboratory and the field. Environ. Toxicol. Chem. 15 : 1133-1142.

5.22.5 Analyse de carottes de sédiments pour la détection de tendances historiques

Le profil sédimentaire de zones de sédimentation des plans d'eau peut refléter les conditions limnologiques récentes et anciennes (Frey, 1998). La détermination précise de l'âge des sédiments combinée à un inventaire des restes de certains organismes et végétaux (p. ex. diatomées, zooplancton, insectes) permet de retracer la chronologie des changements qui se sont succédés dans le temps. Ces changements sont souvent liés à la période d'influence anthropique. Cette façon de faire permet de reconstituer non seulement l'histoire du plan d'eau, mais aussi celle des bassins hydrographique et atmosphérique et de distinguer les effets des événements naturels de ceux des perturbations anthropiques. De nombreux ouvrages ont été rédigés sur le sujet. Frey (1998) présente une synthèse des connaissances amassées à ce jour dans ce domaine. Malheureusement, ce type d'analyse exige une grande expertise, et les services paléolimnologiques demeurent à ce jour peu disponibles. En outre, les analyses ne révèlent que les tendances qui se sont maintenues sur de longues périodes (plusieurs années à plusieurs décennies) du fait de la nature des processus de sédimentation comme la bioturbation. Le coût de ces analyses varie selon les caractéristiques des sites étudiés.

Frey, D.G. 1998. What is paleolimnology? J. Paleolimnology 1 :5-8.

5.23 Autres paramètres associés aux invertébrés benthiques et autres organismes

Les invertébrés benthiques sont les principaux organismes indicateurs dont l'utilisation est recommandée dans le cadre d'un programme d'ESEE pour la suivi des effets sur les habitats du poisson. Toutefois, la liste recommande des mesures et des niveaux de résolution et n'énumère des mesures qui permettent d'évaluer les communautés d'invertébrés benthiques. D'autres mesures comme la biomasse, des niveaux de résolution taxonomique plus poussés, la production secondaire et divers paramètres rendant compte du degré d'adaptation des communautés d'invertébrés peuvent également se révéler utiles pour les programmes de suivi, comme l'indiquent certains rapports récents (Taylor, 1997; Taylor et Bailey, 1997; Feltmate et Fraser, 1998).

En **milieu marin**, la biomasse des invertébrés benthiques peut livrer des informations additionnelles utiles parce qu'elle renseigne sur la quantité d'énergie disponible pour les autres niveaux trophiques (p. ex. poissons). Pour les communautés marines, certains chercheurs affirment qu'une analyse de l'abondance et de la biomasse des organismes benthiques fournit un indicateur sensible des changements touchant la composition de la communauté d'invertébrés benthiques (p. ex. Warwick, 1986; Warwick *et al.*, 1987; Clarke, 1990; Burd *et al.* 1990). Ainsi, dans les échantillons marins, la distribution de la biomasse permet de départager efficacement les trois principaux groupes fonctionnels d'organismes benthiques, à savoir la microfaune (organismes vivant à la surface des particules de sédiments), la méiofaune (organismes occupant les espaces interstitiels) et la macrofaune (organismes fouisseurs et épifaune) (Schwinghamer, 1981, 1983). Comme ces trois groupes d'organismes présentent des modes de reproduction, rythmes métaboliques, adaptations environnementales et cycles biologiques différents, ils réagissent différemment à la perturbation de leur habitat respectif. Cette particularité peut devenir fort importante dans les habitats subtidaux arctiques, où l'abondance peut être faible mais les individus, de grande taille (réf.). Toutefois, la mesure précise de la biomasse peut être fastidieuse et difficile (Crisp, 1984), à moins qu'elle soit effectuée selon un niveau de précision et une fréquence excédant la portée d'un programme d'ESEE. Dès lors, l'analyse des échantillons prélevés dans le cadre d'un tel programme révèle uniquement les changements relatifs de biomasse. La méthode consiste à mesurer le poids humide égoutté de spécimens adultes de taille représentative de chacune des espèces répertoriées au cours de chaque étude. Comme cette méthode est non destructrice, la collection de référence peut être utilisée à cette fin avant la vérification externe ou l'archivage. Le poids moyen d'une espèce donnée peut alors être utilisé pour transformer les donnée d'abondance en biomasse relative aux fins de l'élaboration des sommaires ou des analyses statistiques. Ces données n'indiquent que les changements relatifs importants et ne peuvent être utilisées pour déduire la production ou le flux trophique au sein des communautés benthiques.

L'utilisation de plusieurs autres types d'organismes aquatiques a été considérée dans le cadre du programme d'ESEE. Les catégories d'organismes jugées les plus pertinentes étaient : 1) le

phytoplancton; 2) les macrophytes; 3) le périphyton. Chaque catégorie a été évaluée selon les critères suivants :

1) Sensibilité
   a) capacité de distinguer la zone exposée de la zone de référence
   b) détection rapide
2) Pertinence écologique
3) Validité et répétabilité
   a) examen par les pairs et validation en laboratoire et sur le terrain
   b) variabilité temporelle
4) Spécificité à l'égard des sites et applicabilité
   a) applicabilité en présence de conditions environnementales et dans des habitats très différents
   b) capacité de distinguer les sources ponctuelles des sources diffuses
5) Coûts
   a) coût moyen
   b) disponibilité commerciale

Cette évaluation a conduit au rejet de ces catégories biotiques candidates comme indicateurs principaux. Toutefois, chacune présente un potentiel dans certaines circonstances. En conséquence, selon les caractéristiques du site à l'étude, ces catégories pourraient être utilisées dans le cadre de programmes de suivi particuliers à titre d'outils ou d'indicateurs additionnels.

Les évaluations suivantes sont en grande partie fondées sur les résultats des travaux réalisés en milieu dulcicole dans le cadre du programme ETIMA. Ces évaluations ont fait ressortir les forces et les faiblesses de chaque catégorie. En milieu marin, l'utilisation des macrophytes n'est possible que dans les zones intertidales à substrat dur. Dans le cas où ce type de milieu fait partie des principaux habitats potentiellement affectés par les effluents miniers, il pourrait être souhaitable de mener à bien des études du littoral à l'aide de quadrats pour établir le taux de couverture et la biomasse par unité de surface et répertorier les principales espèces et, de manière facultative, l'épifaune associée (p. ex. amphipodes) (voir Cross, 1981).

ÉVALUATION DES INDICATEURS POTENTIELS

TEST : PHYTOPLANKTON – COMPOSITION SPÉCIFIQUE, DENSITÉ ET BIOMASSE

Contexte : la structure des communautés phytoplanctoniques peut être altérée par des facteurs de stress qui affectent de façon sélective certaines espèces sensibles. Cette approche a été largement utilisée pour examiner les effets de la pollution par les métaux et a été appliquée au suivi des progrès réalisés dans les sites miniers. La population sur pied et la biomasse (habituellement déduite à partir des mesures de la chlorophylle *a*) des communautés phytoplanctoniques sont habituellement évaluées dans toute étude prenant en compte les producteurs primaires, et ces indicateurs sont utilisés dans le cadre de programmes de suivi environnemental à long terme dans des sites miniers (Golan, 1996).

1. Sensibilité	a) L'indicateur peut-il détecter des différences entre la zone exposée et la zone de référence? ■ Des analyses multivariées ont été utilisées avec succès pour illustrer les effets des métaux sur les communautés phytoplanctoniques, mais il reste à recueillir des données dans un grand nombre de lacs ou de stations d'échantillonnage. En raison de leur grande variabilité, les indices de diversité se révèlent moins utiles que les indices de richesse spécifique. ■ À long terme, la biomasse n'apparaît pas comme une mesure utile des effets de la contamination par les métaux sur les producteurs primaires, parce que les fluctuations de la composition des espèces à long terme ou la réduction des taux de charge d'alimentation peuvent amortir les effets d'une réduction de la biomasse algale à court terme (Yan, 1979). En outre, la dispersion du phytoplancton entre la zone de référence et la zone exposée constitue un problème potentiel, et il n'y a souvent aucune relation entre les concentrations de contaminants et la biomasse. b) L'indicateur permet-il de détecter à l'avance les changements potentiels entre la zone exposée et la zone de référence? ■ Schlinder (1987) a montré que les changements de composition spécifique survenant au sein des communautés phytoplanctoniques peuvent servir d'indicateur précoce d'un stress environnemental. Comme plusieurs espèces de phytoplancton tolèrent ou ne tolèrent pas les métaux, les données de type présence-absence peuvent servir d'indicateurs précoces de la pollution par les métaux, mais elles doivent être comparées à un ensemble de données recueillies dans des stations de référence. Des tendances constantes de tolérance ou d'intolérance à la pollution par les métaux sont observées chez certaines espèces (des listes sont présentées au tableau 2.1 du rapport 2.3.2 de l'ETIMA). Cette approche a été utilisée avec succès dans un certain nombre de sites contaminés par les métaux (Yan, 1979; Austin et Munteanu, 1984; Oliverina, 1985) ■ Bien que la composition spécifique puisse servir d'indicateur précoce, les changements de biomasse ou de densité peuvent n'être apparents qu'immédiatement après le début des rejets.
2. Pertinence écologique	

3. Validité et répétabilité	a) L'indicateur a-t-il été examiné par des pairs et validé en laboratoire et sur le terrain? ■ Les effets des métaux sur la composition des communautés phytoplanctoniques naturelles ont été démontrés dans le cadre d'expériences *in situ* à long terme (Gachter et Nares, 1979; Denoyelles *et al.*, 1980). Les résultats de ces expériences concordent avec ceux d'études sur le terrain dans le cadre desquelles des analyses multivariées avaient été utilisées pour inférer des liens (Dixit *et al.* 1989, 1991; Nicholls *et al.*, 1992) entre les contaminants et la composition spécifique. ■ Bien que des expériences à court terme aient révélé qu'une augmentation des concentrations de métaux réduit la population sur pied et inhibe l'activité photosynthétique du phytoplancton (Blinn *et al.* 1977; Cote, 1983; Takamura *et al.* 1989; Havens, 1994), des études à plus long terme ont montré que la densité et la biomasse sont habituellement similaires dans la zone exposée et la zone de référence (Thomas et Seibert, 1977; Gachter et Mares, 1979; Autin et Munteanu, 1984). b) L'indicateur varie-t-il d'une saison ou d'une année à l'autre? ■ La composition, la densité et la biomasse des communautés phytoplanctoniques varient d'une saison à l'autre. Dès lors, la prudence s'impose dans l'interprétation des données relatives à l'absence de certaines espèces et à la population sur pied.

4. Spécificité à l'égard du site et applicabilité	a) L'indicateur peut-il être utilisé en présence de conditions environnementales et dans des habitats très différents? ■ Il est difficile de généraliser de site en site les effets des métaux sur les communautés phytoplanctoniques. De nombreuses études révèlent les mêmes effets, mais les espèces affectées varient normalement d'un site à l'autre. Certaines espèces se révèlent systématiquement tolérantes (p. ex., *Rhizosolenia*) sur un vaste territoire (Deniseger *et al.* 1990; Bonacina *et al.*, 1992; Havas *et al.*, 1995), tandis que d'autres présentent des réactions variables selon les endroits (Foster, 1982; Whilton, 1984). Des études en laboratoire ont montré que l'assimilation de métaux par les algues dépend des métaux et du pH. En d'autres mots, l'accumulation de métaux dans les algues n'est pas directement liée aux concentrations ambiantes (Cain *et al.*, 1980). En conséquence, bien que le phytoplancton soit abondant et répandu, la variabilité à l'échelle locale peut être élevée. Pour pouvoir utiliser le phytoplancton comme outil de suivi biologique, il est essentiel d'avoir des zones de référence appropriées. b) L'indicateur permet-il d'établir une distinction entre les effets localisés (source ponctuelle) et les effets généralisés (source diffuse)? ■ Bien que des gradients de composition spécifique du phytoplancton aient été détectés dans plusieurs plans d'eau, les problèmes potentiels résultant de la dispersion du phytoplancton entre la zone de référence et la zone exposée compliquent considérablement la distinction des effets dus à des sources ponctuelles de ceux engendrés par des sources diffuses.
5. Coûts	a) Quel est le coût d'utilisation moyen de la méthode (incluant les considérations liés à l'AQ/CQ)? ■ 20 à 30 $ par échantillon pour le dosage de la chlorophylle *a*. ■ 80 à 150 $ par échantillon pour l'identification jusqu'au genre (numération cellulaire seulement). b) L'indicateur est-il facile à obtenir et(ou) disponible commercialement? ■ Les taxinomistes expérimentés spécialisés dans l'étude des algues sont peu nombreux, et les délais d'exécution doivent être pris en compte. Le dosage de la chlorophylle *a* comme mesure de la densité et de la biomasse peut être réalisé plus facilement dans de nombreux laboratoires disposant de l'équipement approprié.

ÉVALUATION DES INDICATEURS POTENTIELS

TEST : MACROPHYTES – COMPOSITION SPÉCIFIQUE ET COMPOSITION DES COMMUNAUTÉS

Contexte : les cours d'eau et lacs exposés à de fortes concentrations de métaux peuvent différer des zones de références au plan des populations sur pied, de la diversité et de la présence-absence de communautés macrophytiques enracinées (St-Cyr *et al.*, 1997).

1.Sensibilité	a) L'indicateur peut-il détecter des différences entre la zone exposée et la zone de référence? ■ L'absence de macrophytes dans des zones exposées où elles devraient normalement être présentes (comme dans les zones de référence) peut être considérée comme un signe de pollution (Gorham et Gordon, 1963; Besch et Roberts-Pichette, 1990; Yan *et al.*, 1985). Les mesures d'abondance spécifique, de la diversité et de la richesse peuvent refléter les effets toxiques globaux des contaminants potentiels présents dans l'écosystème (Hellawell, 1986). En fait, Gorham et Gordon (1963) ont observé une réduction progressive de la diversité spécifique des macrophytes submergées et flottantes à mesure qu'ils s'approchaient de fonderies à dioxyde de soufre, à Sudbury. Il est intéressant de noter que depuis que les émissions ont diminué, les peuplements se sont rétablis et la richesse spécifique des macrophytes a augmenté (Ripley *et al.*, 1996). Des chercheurs ont également fait état du rétablissement de peuplements en aval de mines de lignite (Sand-Jensen et Rasmussen, 1978). Ces mêmes auteurs ont toutefois indiqué que ces résultats pouvaient également être dus à des facteurs naturels comme le substrat, la profondeur, la pente, etc. b) L'indicateur permet-il de détecter à l'avance les changements potentiels entre la zone exposée et la zone de référence? ■ La composition des communautés macrophytiques semble être davantage un indicateur à long terme des stress environnementaux qu'un outil de détection précoce d'effets potentiels.

2.Pertinence écologique	a) L'indicateur peut-il révéler que les différences détectées entre la zone exposée et la zone de référence reflètent des effets écologiques significatifs sur l'écosystème étudié ou l'une des ses composantes? ■ Les macrophytes sont sédentaires et fournissent une mesure des effets de la fraction biodisponible des métaux dans le temps (Whitton *et al.*, 1981). Les effets sur la densité et la biomasse des macrophytes pourraient également avoir des répercussions significatives pour les autres composantes de la communauté dulcicole, les macrophytes pouvant fournir un habitat aux niveaux trophiques supérieurs de cette communauté.

3.Validité et répétabilité	a) L'indicateur a-t-il été examiné par des pairs et validé en laboratoire et sur le terrain? ■ De nombreux auteurs ont observé une réduction de la diversité spécifique et de l'abondance chez les macrophytes exposées à des eaux contaminées par des métaux (Gorham et Gordon, 1963; Besch et Robert-Pichette, 1970; Kelly,1988; Ribpley *et al.*, 1986). Kelly (1988) a dressé une liste des espèces répertoriées le long d'un gradient de contamination et noté une modification de la composition et une diminution de la richesse à mesure qu'il se rapprochait de la source. Par ailleurs, Haslam (1982) et Small *et al.* (1996) ont proposé une méthode sophistiquée pour le suivi des macrophytes le long d'un gradient de pollution. Bien que quelques chercheurs aient tenté d'élaborer des méthodes simples pour des applications pratiques (Kelly, 1988; Sortkjaer, 1984), d'autres travaux restent à faire avant qu'on puisse utiliser efficacement sur le terrain les macrophytes comme outils de suivi biologique. b) L'indicateur varie-t-il d'une saison ou d'une année à l'autre? ■ Les populations de macrophytes varient de façon saisonnière dans la plupart des cours d'eau et lacs et présentent des variations de biomasse prononcées. En fait, l'utilisation des macrophytes comme outils de suivi biologique n'est possible que durant la saison de croissance, qui est relativement brève (Hellawell, 1986).
4.Spécificité à l'égard des sites et applicabilité	a) L'indicateur peut-il être utilisé en présence de conditions environnementales et dans des habitats très différents? ■ Whitton *et al.* (1981) ont proposé une liste de dix espèces de macrophytes susceptibles d'être utilisées comme indicateurs biologiques standardisés. Toutefois, pour les études effectuées au Canada, seules trois de ces espèces se rencontrent fréquemment au Canada. b) L'indicateur permet-il d'établir une distinction entre les effets localisés (source ponctuelle) et les effets généralisés (source diffuse)? ■ Information manquante ou inconnue ?

5. Coûts	a) Quel est le coût d'utilisation moyen de la méthode (incluant les considérations liées à l'AQ/CQ)? ■ Information manquante ou inconnue ? b) L'indicateur est-il facile à obtenir et(ou) disponible commercialement? ■ L'échantillonnage des macrophytes est souvent difficile parce qu'il faut recourir aux services d'un plongeur en scaphandre autonome. L'analyse des échantillons en laboratoire est simple parce que les macrophytes sont faciles à identifier et à quantifier et n'exige pas une expertise poussée. .

ÉVALUATION DES INDICATEURS POTENTIELS

TEST : PÉRIPHYTON – COMPOSITION SPÉCIFIQUE, DENSITÉ ET BIOMASSE

Contexte : l'étude de la structure du périphyton nécessite habituellement le dénombrement des organismes, procédé qui fournit des informations sur l'abondance, la richesse spécifique et la structure des communautés, tandis que l'étude des fonctions de ces mêmes communautés permet d'obtenir des données sur la production primaire, la respiration et l'activité détritique (Clements, 1991).

1.Sensibilité	a) L'indicateur peut-il détecter des différences entre la zone exposée et la zone de référence? ■ L'étude de la structure de la communauté dans le cadre des programmes de suivi a clairement démontré que la composition spécifique des communautés de périphyton dans les sites contaminés par les métaux peut différer de celle des communautés dans les sites de référence (Clements, 1991). Toutefois, des facteurs confondants et l'évolution naturelle des caractéristiques des cours d'eau peut rendre les comparaisons entre les zones de référence et les zones exposées très difficiles et(ou) compliquées. Par exemple, la réaction des diatomées aux métaux peut être variable, certaines espèces étant considérées comme résistantes en un endroit donné (Yan, 1979) et sensibles dans un autre (Oliveria, 1985; Bonacina *et al.* 1988). b) L'indicateur permet-il de détecter à l'avance les changements potentiels entre la zone exposée et la zone de référence? ■ Le taux de renouvellement des organismes périphytoniques peut être relativement élevé. Dès lors, ils sont parmi les premiers organismes à réagir aux perturbations de l'environnement, et également les premiers à se rétablir. Les espèces sensibles sont souvent remplacées par des espèces plus tolérantes (Austin, 1983; Austin *et al.*, 1985). En conséquence, les communautés de périphyton reflètent souvent les conditions environnementales ambiantes (Lowe et Pan, 1996) et pourraient être utilisées comme indicateur précoce.

2.Pertinence écologique	a) L'indicateur peut-il révéler que les différences détectées entre la zone exposée et la zone de référence reflètent des effets écologiques significatifs sur l'écosystème étudié ou l'une des ses composantes? ■ Les organismes périphytoniques sont généralement non mobiles, et ils intègrent relativement rapidement les effets des variables environnementales. Les organismes de la composante microbienne du périphyton sont importants comme producteurs primaires dans les cours d'eau et les zones littorales des lacs (Cattaneo et Kalff, 1980) et comme source de nourriture pour les invertébrés (Whitton, 1984). Comme source de nourriture pour les niveaux trophiques supérieurs, les organismes périphytoniques jouent potentiellement un rôle important dans le transfert des contaminants d'un niveau trophique à l'autre. En raison de leur nature sédentaire, les organismes périphytoniques constituent de bons indicateurs des conditions locales et jouent un rôle clé à l'interface substrat-eau, peut-être en influant sur les voies et la dynamique biogéochimiques.

3.Validité et répétabilité	a) L'indicateur a-t-il été examiné par des pairs et validé en laboratoire et sur le terrain? ■ De nombreux chercheurs ont envisagé d'utiliser le périphyton pour évaluer la qualité de l'eau de différents systèmes (Chessman, 1985; Clements et Kiffney, 1994; Cattaneo *et al.*, 1995). Diverses méthodes d'échantillonnage ont été utilisées, y compris le raclage, le brossage ou l'aspiration. Les communautés de périphyton sont souvent composées d'un grand nombre d'espèces et spatialement compactes comparativement aux autres groupes d'organismes aquatiques, si bien que des échantillons représentatifs peuvent être recueillis sur quelques centimètres carrés de substrat (Lowe et Pan, 1996). Toutefois, quelques auteurs ont mentionné qu'il peut être difficile d'obtenir des échantillons représentatifs et uniformes en raison de l'hétérogénéité spatiale et des difficultés que pose l'échantillonnage du périphyton (Wietzel *et al.*, 1979). En dépit des problèmes potentiels posés par l'échantillonnage, de nombreux chercheurs sont parvenus à caractériser des communautés algales et ont établi un lien entre l'abondance de taxons particuliers et la présence de métaux (Clements, 1991; Whitton, 1984). Des études effectuées dans des lacs ont également révélé des changements de composition spécifique par suite de la disparition d'espèces sensibles aux métaux (Austin et Deniseger, 1985; Austin *et al.* 1985; Roch *et al.* 1985). b) L'indicateur varie-t-il d'une saison ou d'une année à l'autre? ■ Les diverses réactions affichées par les espèces à la contamination par les métaux peuvent être dues à des disparités saisonnières, et si les comparaisons temporelles sont rarement possibles, les comparaisons spatiales fournissent des renseignements extrêmement utiles (Stokes, 1983).

4.Spécificité à l'égard des sites et applicabilité	a) L'indicateur peut-il être utilisé en présence de conditions environnementales et dans des habitats très différents? ■ La biomasse, la densité et la composition spécifique du périphyton sont dictées dans une large mesure par les conditions locales, et certains auteurs (Kutka et Richards, 1986; St-Cyr, 1997) ont conclu que l'hétérogénéité spatiale et l'absence de normalisation des méthodes peuvent restreindre l'utilité du périphyton pour les évaluations des effets des effluents miniers. Toutefois, des expériences d'exposition contrôlée donnent à croire que le périphyton pourrait être un indicateur efficace des effets des métaux. En outre, Lowe et Pan (1996) ont conclu que les données de suivi des algues benthiques pourraient être particulièrement utiles lorsque utilisées conjointement avec un ensemble de données de suivi additionnelles comportant des mesures de paramètres physiques et chimiques et l'analyse d'autres organismes des communautés aquatiques comme les invertébrés. b) L'indicateur permet-il d'établir une distinction entre les effets localisés (source ponctuelle) et les effets généralisés (source diffuse)? ■ Information manquante ou inconnue?
5.Coûts	a) Quel est le coût d'utilisation moyen de la méthode (incluant les considérations liées à l'AQ/CQ)? ■ 20 à 30 $ par échantillon pour le dosage de la chlorophylle *a*. ■ 80 à 150 $ par échantillon pour l'identification jusqu'au genre (numération cellulaire seulement). b) L'indicateur est-il facile à obtenir et(ou) disponible commercialement? ■ Les taxinomistes expérimentés spécialisés dans l'étude des algues sont peu nombreux, et les délais d'exécution doivent être pris en compte. Le dosage de la chlorophylle *a* comme mesure de la densité et de la biomasse peut être réalisé plus facilement dans de nombreux laboratoires disposant de l'équipement approprié.

5.24 Références[1]

Abbott, R.T. 1974. American seashells. (2nd Ed.) Van Nostrand Reinhold Co., New York. 633 pp.

AETE (Aquatic Effects Technology Evaluation Program). 1996. 1995 Field evaluation of aquatic effects monitoring methods-Pilot study, Volume 1, AETE Project 4.1.1. Canada Centre for Mineral and Energy Technology, Ottawa, ON.

Aquatic Effects Technical Evaluation (AETE) Committee. 1995. Pilot Field Site: Field Trip Report and Recommendations.

Aquatic Effects Technical Evaluation (AETE) Management Committee. (1995) AETE program:1995 approved work plan. Canada centre for Mineral and Energy Technology (CANMET), Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario, 25pp.

Alberta Environment. 1990. Selected Methods for the Monitoring of Benthic Invertebrates in Alberta Rivers. Environmental Quality Monitoring Branch, Alberta Environment.

Alldredge, J.R. 1987. Sample size for monitoring of toxic chemical sites. Envir. Monitor. Assess. 9:143-154.

Appy, T.D., I.F. Linkletter, and M.J. Dadswell. 1980. A guide to the marine flora and fauna of the Bay of Fundy: Annelida: Polychaeta. Fishereies and Marine Service, Technical Report No. 920. 124 pp.

Austin, W.C., 1985. An Annotated Checklist of Marine Invertebrates in the Cold Temperate Northeast Pacific, Vol. 1, 2 and 3, Khoyatan Marine Laboratory, Cowichan Bay, B.C., Contract to Fisheries and Oceans.

Austin A. 1983. Evaluation of changes in a large oligotrophic wilderness park lake exposed to mine tailing effluent for 14 years: The periphyton. Natur. Can.110: 119-134.

Austin A. and J. Deniseger. 1985. Periphyton community changes along a heavy metal gradient in a long narrow lake. Environ. Exp. Bot. 25: 41-52.

Austin A. and N. Munteanu. 1984. Evaluation of changes in a large oligotrophic wilderness park lake exposed to mine tailing effluent for 14 years: the phytoplankton. Environ. Pollut. 33: 39-62

Bailey, R.C., Norris R.H., and T.B. Reynoldson. (eds.) 1996. Study design and data analysis in benthic macroinvertebrate assessments of freshwater ecosystems using a reference site approach.

[1] Liste incomplète. Pour obtenir l'une des références manquantes, veuillez communiquer avec le Bureau National des ESEE (http://www.ec.gc.ca/eem).

Technical Information Workshop, North American Benthological Society, 44th Annual Meeting, Kalispell, Montana. 69p.

Baker, H.R. 1980. Key to the Common Tubificid Species of the Northeast Pacific, Manuscript from Oligochaeta Workshop.

Banse, K. 1972. Redescription of some species of Chone Kroyer and Euchone Malmgren, and three new species (Polychaeta: Sabellidae) Fishery Bulletin 70(2):459-495.

Barber, W.E., and N.R. Kevern. 1974. Seasonal variation of sieving efficiency in a lotic habitat. Freshwat. Biol. 4:293-300.

Beak 1999. Quality Assurance program for assessing mine-related effects using benthic invertebrate communities. AETE project 2.1.4 Natural Resources Canada, CANMET, Ottawa ON, 33 pp.

Bednarik, A.F., and W.P. McCafferty. 1979. Biosystematic revision of the genus Stenonema. Can. Fish. Aquat. Sci. Bull. No. 201, 73 p.

Beyers, D.W. 1998. Causal inference in environmental impact studies. J.N. Am. Benthol. Soc. 17:367-373.

Beyers, R. J. and H.T. Odum.1993. Ecological microcosms. Springer-Verlag, New York, NY, USA.

Blake, J.A. 1971. Revision of the genus Polydora from the east coast of North America (Polychaeta: Spionidae). Smithson. Contr. Zool. 75:1-32.

Blake, J.A. 1991. Revision of some genera and species of Cirratulidae (Polychaeta) from the western North Atlantic. Ophelia Suppl. 5:17-30.

Bloom, S.A. 1981. Similarity indices in community studies: Potential pitfalls. Mar. Ecol. Prog. Ser. 5:125-128.

Booth, J., Hay, D. and Truscott, J. 1996. Standard methods for sampling resources and habitats in coastal subtidal regions of British Columbia: Part I - Review of mapping with preliminary recommendations. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2118. 53pp.

Bousfield, E.L. 1958. Freshwater amphipod crustaceans of glaciated North America. Can. Field Nat. 72(2): April-June

Bousfield, E.L. 1960. Canadian Atlantic seashells. Canada Department of Northern Affairs and Natural Resources, National Museum of Canada. 72 pp.

Bousfield, E.L. and E.A. Hendryks, 1994. The Amphiphod Superfamily Leucothoidea on the Pacific Coast of North America. Family Pleustidae: Subfamily Pleustinae, Systematics and

Biogeography, Amphipacific Vol.1, No. 2.

Bousfield, E.L. and E.A. Hendryks. 1995a. The Amphipod Family Pleustidae on the Pacific Coast of North America. Part III, Subfamilies Parapleustinae, Dactylopleustinae,and Pleusirinae: Systematics and Distributional Ecology, Amphipacifica Vol.II, No.1.

Bousfield, E.L. and E.A. Hendryks.1995b. The Amphipod Superfamily Eusiroidea in the North Pacific Region.I Eusiridae: systematics and distributional ecology, Amphipacifica Volume 1, Number 4.

Bousfield, E.L. and P.M. Hoover. 1995. The Amphipod Superfamily Pontoporeioidea on the Pacific Coast of North America. II. Family Haustoriidae. Genus Eohaustorias J.L. Barnard: Systematics and Distributional Ecology, Amphipacifica, Vol. II, No. 1.

Bousfield, E.L., and J. A. Kendall. 1994. The Amphipod Superfamily Dexaminoidea of the North American Pacific Coast; Families Atylidae and Dexaminidae: Systematics and Distributional Ecology, Amphipacifica Vol. 1, No. 3.

Brandlova, J. 1972. The cladocera of Ontario with remarks on some species and distribution. Can. J. Zool. 50: 1373-1403.

Brinkhurst, R. O. 1982. British and other marine and estuarine oligochaetes. Synopses of the British Fauna, N.S. 21: 1-127.

Brinkhurst, R.O. 1986. Guide to the freshwater aquatic microdrile Oligochaetes of North America. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 84. 259 p.

Burch, J.B. 1975a. Freshwater Sphaeriacean clams (Mollusca: Pelecypoda) of North America, Malacological Publications, Hamburg, Michigan.

Burch, J.B., 1975b. Freshwater Unionacean Clams (Mollusca: Pelecypoda) of North America, Malacological Publications, Hamburg, Michigan

Burd, B.J., A. Nemec, and R.O. Brinkhurst. 1990. The development and application of analytical methods in benthic marine infaunal studies. Adv. Mar. Biol. 26:169-247.

Butler, T.H..1983. Shrimps of the Pacific Coast of Canada, Bulletin 202, Dept. of Fish. And Oceans, Ottawa.

Cain J.R., D.C. Paschal and C.M. Hayden. 1980. Toxicity and bioaccumulation of cadmium in the colonial green alga *Scenedesmus obliquus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 9-16

Camburn, K.E., J.C. Kingston and D.F. Charles (eds.). 1984-1986. PIRLA Diatom Iconograph. Contains 53 photographic plates and 1059 figures, plus figure legends. PIRLA unpublished Report Series, Report No. 3. Indiana University, Bloomington, Indiana.

Canton, L.W. 1991. Improved subsampling methods for the EPA "Rapid Bioassessment"

benthic protocols. Bull. N. Am. Ben. Soc. 8:317-319.

Cattaneo, A., and J. Kalff. 1980. The relative contribution of aquatic macro-phytes and their epiphytes to the production of macrophyte beds. Limnol. Oceanogr. 25: 280-289

Chessman B.C. 1985. Artificial-substratum periphyton and water quality in the lower La Trobe River, Victoria. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 36: 855-871

Chu, H.F. and L.K. Cutkomp, 1992. How to Know the Immature Insects, Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa, 2nd edition.

Clarke, A. H. 1981. The freshwater molluscs of Canada. National Museum of Natural Sciences. Ottawa, Ontario. 446p.

Clarke, K.R. 1990. Comparison of dominance curves. Mar. Biol. Ecol. 138:143-157.

Clark, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Aust.J.Ecol., 18:117-143.

Clarke, K.R. and M. Ainsworth. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. Mar.Ecol.Prog.Ser., 92:205-219.

Clarke, K.R., and R.H. Green. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. Mar. Ecol. Prog. Ser. 46:213-226.

Clements W.H. 1991. Community responses of stream organisms to heavy metals: a review of observational and experimental approaches. *In* Metal ecotoxicology. Concepts and applications. *Edited by* M. C. Newman and A. W. McIntosh. Lewis Publ. Chelsea, Michigan. pp. 363-391

Clements W.H. and P.M. Kiffney. 1994. Assessing contaminant effects at higher levels of biological organization. Environ. Toxicol. Chem. 13:357-359

Clements W.H. and D.M. Kiffney 1994. Integrated laboratory and field approach for assessing impacts of heavy metals at the Arkanas River, Colorado. Environ. Toxicol. Chem. 13: 397-404

Clifford, H.F. 1991. Aquatic Invertebrates of Alberta. The University of Alberta Press. Edmonton, Alberta. 538p.

Coates, K. A.,1980. Keys to Intertidal Genera and species of Enchytraeidae found in British Columbia, Manuscript from Oligochaeta Workshop, U. Vic.

Cohen, J. 1988. Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences. 2nd ed. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, NJ, 567pp.

Conquest, L.L., S.C. Ralph, and R.J. Naiman. 1994. Implementation of large-scale stream monitoring efforts: sampling design and data analysis issues. Pages 69-90 in S.L. Loeb and A.

Spacie (editors). Biological monitoring of aquatic systems. Lewis Publishers, Ann Arbor Michigan.

Cooper, S.D., Barmuta L. 1993. Field experiments in biomonitoring. In D.M. Rosenberg and V.H. Resh, eds., Biomonitoring and benthic invertebrates. Chapman and Hall, New York, NY, USA, pp. 399-441.

Corkum, L.D. and Currie, D.C. 1987. Distributional patterns of immature Simuliidae (Diptera) in northwestern North America. Freshwat.Biol., 17:201-221

Corkum L.D. 1989. Patterns of benthic invertebrate assemblages in rivers of northwestern North America . Freshwater Biology 21: 191-205..

Corkum, L.D. 1991. Spatial patterns of macroinvertebrate distributions along rivers in eastern deciduous forest and grassland biomes. J.N.Am.Benthol.Soc., 10: 358-371.

Corkum L.D. 1992. Spatial distributional patterns of macroinvertebrates along rivers within and among biomes. Hydrobiologia 239:101-114.

Cowardin, L.M., V. Carter, G.C. Golet, and E.T. LaRoe. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-79/31.

Cowardin, L.M. and Golet, C.F. 1995. US Fish and Wildlife Service 1979 Wetland Classification: a Review. Vegetatio 118: 139-152.

Crisp, D.J. 1984. Energy flow measurements, pp. 284-370 in Holme, N.A., McIntyre, A.D. (eds). Methods for the study of marine benthos. IBP Handbook 16. Blackwell Scientific Publications. 387 pp.

Cuffney, T.F., M.E. Gurtz, and M.R. Meador. 1993. Guidelines for the processing and quality assurance of benthic invertebrate samples collected as part of the national water-quality assessment program. U.S. Geological Survey Open-File Report 93-407.

Culp, J.M. 1999. Weight-of-Evidence Assessments for Large Rivers: Linking Community Bioassays with Field and Laboratory Studies. Workshop on Integrated Approaches for Interpreting Environmental Effects Monitoring Data. DOE EEM/1999/1.

Culp, J.M., R.B. Lowell and K.J. Cash. 2000. Integrating in situ community experiments with field studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers. Environ. Toxicol. Chem. 19(4):(in press).

Culp J.M, Podemski C.L, Cash K.J, Lowell R.B. 1996. Utility of field-based artificial streams for assessing effluent effects on riverine ecosystems. J. Aquat. Ecosystem Health 5:117-124.

Culp J.M, Lowell R.B, Cash K.J. 2000a. Integrating mesocosm experiments with field and laboratory studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers. Environ.

Toxicol. Chem. 19:1167-1173.

Culp J.M., Podemski C.L., Cash K.J., Lowell R.B. 2000b. A research strategy for using stream microcosms in ecotoxicology: integrating experiments at different levels of biological organization with field data. J. Aquat. Ecosystem Stress and Recovery 7:167-176.

Cutler, E.B. 1973. Sipuncula of the Western North Atlantic. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 152(3):1-204.

Deniseger J., L. J. Erickson, A. Austin, M. Roch and M. J. R. Clark. 1990. The effects of decreasing heavy metal concentrations on the biota of Buttle Lake, Vancouver Island, British Columbia. Wat. Res. 24:403-416

Downing, J.A. 1979. Aggregation, transformation and the design of benthos sampling programs. J. Fish. Res. Bd Can. 36: 1454-1463.

Downing , J.A. 1981. How well does the fourth-root transformation work? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 127-129.

Downing, J.A. 1984. Sampling the benthos of standing waters. In A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters, Second Edition (J.A. Downing and F.H. Rigler, eds),. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 87-130. IBP Handbook 17.

Downing, J.A. 1986. Spatial heterogeneity: Evolved behaviour or mathematical artefact? Nature, London 323: 255-257.

Dubé M.G., Culp J.M., Smith J.A. 1998. Development and testing of a mesocosm technology for environmental effects monitoring (EEM) methods application. pp. 43-46. In S.C. Courtenaay, W.R. Parker and G. P. Rawn [eds.] Proceedings of a workshop to assess alternatives to the fish survey component of the environmental effects monitoring program for Canadian pulp and paper mills. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2233.

Dussart, B. 1969. Les copépodes des eaux continentales. N. Boubee & Cie (ed.) 292p.

Edmunds, G.F. Jr., S.L. Jensen, and L. Berner. 1976. The mayflies of North and Central America. University of Minnesota Press. Minneapolis. 330p.

Eleftheriou, A. and Holme, N.A. 1984. Macrofauna techniques; pp. 140-216 in; Holme, N.A., McIntyre, A.D. (eds). Methods for the study of marine benthos. IBP Handbook 16. Blackwell Scientific Publications. 387 pp.

Elliott, J.M. 1977. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. Freshwater Biological Assoc. Sci Publ. No. 25 160 pp.

Elliott, J.M., and P.A. Tullett. 1978. A bibliography of samplers for benthic invertebrates. Freshwater Biological Association, Occasional Publication, no. 4, 61 pp.

Elliott, J.M., and P.A. Tullett. 1983. A supplement to a bibliography of samplers for benthic macroinvertebrates. Freshwater Biological Association, Occasional Publication, no. 20, 27 pp.

Environment Canada & Department of Fisheries and Oceans. 1993. Technical guidance document for aquatic environmental effects monitoring related to federal *Fisheries Act* requirements. Version 1.0. Environment Canada, April 1993, 128 pp.

Environment Canada, and Department of Fisheries and Oceans. 1995. Further guidance for the invertebrate community survey for aquatic environmental effects monitoring related to federal *Fisheries Act* requirements. Report No. EEM 2. Evaluation and Interpretation Branch, Environment Canada, Ottawa, ON, 206pp.

Environment Canada. 1998. Pulp and Paper Technical Guidance for Aquatic Environmental Effects Monitoring. EEM/1998/1. Environment Canada, National EEM Office, Science Policy and Environmental Quality Branch, Ottawa, ON, Canada.

Environment Canada 1999. "Biological Test Method: Test for Measuring the Inhibition of Growth Using the Freshwater Macrophyte Lemna minor", Conservation and Protection, Ottawa, Ontario, Report EPS 1/RM/37, March 1999.

Environment Canada 1999. Metal Mining Environment Effects Monitoring Requirements. EEM/1999/1.

Faith, D.P., Humphrey, C.L. and Dostine, P.L. 1991. Statistical power and BACI design in biological monitoring. Comparative evaluation of measures of community dissimilarity based on benthic macroinvertebrates communities in Rockhole Mine Creek, Northern Territory, Australia. Aust J. Mar. freshwat. Res. 42:589-602.

Feltmate, B.W. and Fraser, B.G. 1998. Determining mining related impacts utilizing benthic macroinvertebrates population level fitness parameters. Canada Centre for Mineral Energy Technology (CANMET) Mining Association of Canada on behalf of Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) Program (AETE Project 2.1.5) July 1998.

Finlayson, C.M. and van der Valk, A.G. 1995. Wetland classification and inventory. A summary. Vegetatio 118: 1-2: 185-192.

Fitzpatrick, J. F. Jr., 1983. How to Know the Freshwater Crustacea, Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.

Fournier, J.A., and M.E. Petersen. 1991. *Cossura longocirrata* - Redescription and distribution, with notes on reproductive biology and a comparison of described species of Cossura (Polychaeta: Cossuridae). Ophelia Suppl. 5:63-80.

Fox, G.A. 1991. Practical causal inference for ecoepidemiologists. J. Toxicol. Environ. Health 33:359-379.

Frith, H.R., Seraring, G., Wainwright, P., Harper, H. and Emmett, B. 1993. Review of habitat classification systems and an assessment of their suitability to coastl B.C. Unpub. report to Environmental Emergency services Branch, Env. Can. from L.G.L. Ltd., Sidney, B.C.

Gibbons, W.N., M.D. Munn, and M.D. Paine. 1993. Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments. Prepared for Environment Canada, North Vancouver, B.C. by EVS Consultants, North Vancouver, B.C. 81 pp.

Gilbertson, M. 1997. Advances in forensic toxicology for establishing causality between Great Lakes epizootics and specific persistent toxic chemicals. Environ. Toxicol. Chem. 16:1771-1778.

Glozier, N. 1989. The effects of biotic and abiotic factors on the foraging success of a lotic minnow, Rhinichthys cataractae. M.Sc. Thesis, 151 p.

Gosner, K.I. 1971. Guide to the identification of marine and estuarine invertebrates. J. Wiley and Sons. New York. 693 pp.

Graney F.L., Kennedy J.J., Rodgers J.H. (eds.) 1994. Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment. Special publication of SETAC. Press, Pensacola, FL, USA.

Green, R.H. 1979. Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. John Wiley and Sons, Toronto. 257 pp.

Green, R.H. 1989. Power analysis and practical strategies for environmental monitoring. Envir. Res. 50:195-205.

Green, G. 1994. Protocols for reference and voucher collections of aquatic invertebrates stored at the Royal British Columbia Museum. DOE-FRAP 1994-15.

Guckert J.B. 1993. Artificial streams in ecotoxicology. *In* G. A. Lamberti and A. D. Steinman, eds., Research in artificial streams: applications, uses, and abuses, J. North Amer. Benthological Soc. 12:313-384, pp. 350-356.Guenther, W. C. 1981. Sample size formulas for normal theory *T* tests. Am. Stat. 35:243-244.

Hargrave, B.T., Duplisea, D.E., Pfieffer, E. and D.J. Wildish. 1993. Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonia associated with marine cultured Atlantic salmon. Mar.Ecol.Prog.Ser. 96: 249-257.

Hargrave, B.T., Phillips, G.A., Doucette, L.I., White, M.J., Milligan, T.G., Wildish, D.J. and R.E. Cranston. 1997. Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. Wat.Air Soil Pollut. 99:641-650.

Hart, J.F.L.1982. Crabs and Their Relatives of British Columbia, Handbook No. 40, B.C. Provincial Museum.

Hauer, F.R., and Lamberti, G.A. (editors). 1996. Methods in stream ecology. Academic Press

Inc., San Diego California. 674p.

Hay, D.E., Waters, R.D. and Boxwell (eds.) 1996. Proceedings Marine Ecosystem Monitoring Network Workshop, Nanaimo, B.C. March 28-30. 1995. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2108. 160pp.

Hensler, G.L. 1984. An introduction to statistical and ecological software. In: Statistics in the Environmental Sciences, Gertz, S.M. and M.D. London (eds.), STP 845, American Society for Testing and Materials, Philadelphia,

Hellawell, J.M. (1986) Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science Publishers, London. 546p.
Hickley, P., 1975. An apparatus for subdividing benthos samples. Oikos 26:92-96.

Hoaglin, D.C., Mosteller, F. and Tukey, J.W. 1983. Understanding robust and exporatory data analysis. John Wiley, New York.

Hobson, K.D. and K. Banse. 1981. Sedentariate and Archiannelid Polychaetes of British Columbia and Washington, Bulletin 209, Ottawa.

Holme, N.A., McIntyre, A.D. (eds). 1984. Methods for the study of marine benthos. IBP Handbook 16. Blackwell Scientific Publications. 387 pp.

Howmiller, R.P. 1972. Effects of preservative on weights of some common macrobenthic invertebrates. Trans. Amer. Fish. Soc. 101:743-746.

Hoyle, M.H. 1973. Transformations - an introduction and a bibliography. Inter. Stat. Rev. 41:203-223.

Hughes R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. pp 31-47 In Biological Assessment and Criteria: tools for water resource planning and decision making Edited by Davis, W.S. and Simon TP Lewis Publisher, Boca Raton 415p.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecol. Monog. 54:187-211.

Jackson, D.A 1993. Multivariate analysis of benthic invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardization's, measures of association, and ordination measures. Hydrobiologia 268:9-26.

Johannsen, O.A., 1977. Aquatic Diptera, Entomological Reprint Specialists, LosAngeles, Calif., fourth reprinting.

Johnson, R.K., Wiederholm, T., and L. Eriksson. 1991. The influence of season on the classification and ordination of profundal communities of nutrient poor, oligo-mesohumic Swedish lakes using environmental data. Verh.Internat.Verein.Limnol.

Johnson, R.K., T. Wiederholm, and D.M. Rosenberg. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates (D.M. Rosenberg, and V.H. Resh , eds),. pp 40-125.

Jonasson, P.M. 1955. The efficiency of sieving techniques for sampling freshwater bottom fauna. Oikos 6:183-207.

Keen, A.M. and E. Coan. 1974. Marine molluscan genera of western North America. Stanford University Press.

Keough, M.H. and B.D. Mapstone. 1995. Protocols for designing marine ecological monitoring programs associated with BEK mills. National Pulp Mills Research Program. Technical Report No. 11.

Kilgour, B.W. 1997. Ph.D. Thesis (in prep.). Biology Department, University of Waterloo, Waterloo, ON.

Kilgour, B.W. 1997. Fish-benthos correlation's and effects on benthos that reflect significant effects on fish communities in southern Ontario streams. PhD thesis, University of Waterloo. 190pp.

Klemm, D.J. 1972. Freshwater leeches (Annelida: Hirudinea) of North America. U.S. Environmental Protection Agency, Identification Manual no 8., 53 p.

Klemm, D.J. 1985. A guide to the Freshwater Annelida (Polychaeta, Naidid and Tubificid Oligochaeta, and Hirudinea) of North America, Kendall/Hunt Publ. Co. Dubuque, Iowa, 198 p.

Klemm, D.J. 1991. Taxonomy and pollution ecology of the Great Lakes region leeches (Annelida: Hirudinea). Michigan Academician. 24: 37-103.

Klemm, D.J., P.A. Lewis, F. Fulk, and J.M. Lazorchak. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA 600/4-90/030. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Laboratory, Cincinatti, Ohio.

Kosinski, R.J. 1989. Artificial streams in ecotoxicological research. *In* A. Boudou and F. Ribeyre, eds., Aquatic ecotoxicology: fundamental concepts and methodologies, Vol. I, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 297-316.

Kozloff, E.N. 1987. Marine Invertebrates of the Pacific Northwest, Univ. of Wash. Press.

Kreis, R.G., Jr. 1986. Variability study. Section 17. In Paleoecological Investigation of Recent Lake Acidification (PIRLA): Methods and project description (Charles, D.F. and D.R. Whitehead, eds). Electric Power Research Institute, Palo Alto, California.

Kreis, R.G., Jr. 1989. Variability Study - Interim Results. Section 4. In Paleoecological Investigation of Recent Lake Acidification (PIRLA): 1983-1985: Interim Report (Charles, D.F. and D.R. Whitehead, eds.). October 1989. Electric Power Research Institute, Palo Alto, California

Kronberg, I. 1987. Accuracy of species and abundance minimal areas determined by similarity area curves. Mar. Biol. 96: 555-561.

Lambert, P. 1981. The sea stars of British Columbia, B.C. Provincial Museum Handbook No. 39.

Laplante, S., Y. Bousquet, P. Bélanger, & C. Chantal. 1991. Liste des espèces de Coléoptères du Québec. Fabreries, Supplément 6. 136 p.

Laubitz, D.R. 1972. The Caprellidae (Crustacea, Amphipoda) of Atlantic and Arctic Canada. National Museum of Canada, Publications in Biological Oceanography, No. 4. 82 pp.

Lehmkuhl, D.M. 1975a. Field guide to aquatic insect families. Blue Jay 33:199-219.

Lehmkuhl, D.M. 1975b. Saskatchewan damselflies and dragonflies. Blue Jay 33:18-27.

Lehmkuhl, D.M. 1976. Mayflies. Blue Jay 34:70-81.

Lehmkuhl, D.M. 1979. How to know the aquatic insects. Wm. C. Brown Company Publishers. Dubuque, Iowa.168p.

Leopold, L.B., Wolman, G.M., and J.P. Miller. 1964. Fluvial processes in geomorphology. W.H. Freeman and Co., San Francisco. 522 p.

Leopold, L.B., 1994. A veiw of the river. Harvard University Press, Cambridge. 297 p.

Lenat D, Resh VH. 2000. Taxonomy, stream macroinvertebrates, and water quality assessments – what's the value of having a name? Journal of the North American Benthological Society Bridges.

Lewis, P.A. 1974. Taxonomy and ecology of Stenonema mayflies. EPA-670/4-74-006. 81 p.

Leuven, R.S.E.W., Brock, T.C.M., and H.A.M. van Druten. 1985. Effects of preservative on dry- and ash-free dry weight biomass of some common aquatic macro-invertebrates. Hydrobiologia 127:151-159.

Levings, C.D. and Thom, R.M. 1994. Habitat changes in the Georgia Basin: Implications for resource management and restoration. p 330-351 In Review of the marine environment and biota of Strait of Georgia, Puget Sound and Juan de Fuca Strait: Proceedings of the BC/Washington Symposium on the Marine Environment Jan 13,14 1994 (Wilson, R.C.H., Beamish, R.J., Aitkens, F. and Bell, J., eds). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1948.

Lewis, P.A. 1974. Taxonomy and ecology of Stenonema mayflies. EPA-670/4-74-006. 81 p.

Lowe, R.L. and Pan, Y. 1996. Benthic algal communities as biological monitors. Chapter 22 p 705-739 in "Algal Ecology". Academic Press, Inc.

Lowell, R.B, J.M. Culp and F.J. Wrona. 1995. Stimulation of increased short-term growth and development of mayflies by pulp mill effluent. *Environ. Toxicol. Chem.* 14:1529-1541.

Lowell , R.B. 1997. Discussion paper on critical effect size guidelines for EEM using benthic invertebrate communities. Report to the Environmental Effects Monitoring Program. EEM/1997/9

Lowell, R.B., J.M. Culp and M.G. Dube. 2000. A weight-of evidence approach for northern river risk assessment: integrating the effects of multiple stressors. Environ. Toxicol. Chem. 19(4):(in press).

Ludwig, J.A. and J.F. Reynolds. 1988. Statistical Ecology: A Primer on Methods and Computing. John Wiley and Sons, New York.

Malley, D.F., and J.B. Reynolds. 1979. Sampling strategies and life history of non-insectan freshwater invertebrates. J. Fish. Res. Bd. Can. 36:311-318.

Mapstone, B.D. 1995. Scalable decision criteria for environmental impact assessment: Effect size, Type I and Type II errors. In Detecting Ecological Impacts: Concepts and Applications in Coastal Habitats (Schmitt, R.J. and C.W. Osenberg, eds.), Academic Press, San Diego. pp. 67-80.

Marchant, R.A. 1989. A subsampler for samples of benthic invertebrates. Bull. Aust. Soc. Limnol. 12:49-52.

Mason, C.F. 1991a. Biology of Freshwater Pollution, Second Edition. Longman Scientific & Technical, New York. 351 pp.

Mason, W.T. Jr. 1991b. Sieve sample splitter for benthic invertebrates. J. Freshwat. Ecol. 6:445-449.

Matthews, G.W.T. 1993. The Ramsar Convention; its history and development. Ramsar Caonvention Bureau, Glan Switzerland

Maxwell JR, Edwards CJ, Jensen ME, Paustian SJ, Parrott H, Hill DM. 1995. A hierarchical framework of aquatic ecological units in North America (Neartic Zone). Gen Tech., Rep. NC-176. St Paul, MIN. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experimental Station. 72p.

McCafferty, W.P. and Waltz, R.D. 1990. Revisionary synopsis of the Baetidae (Ephemeroptera) of North and Middle America. Trans. Amer. Entomol. Soc. 116:769-800.

Meador, M.R., Hupp, C.R., Cuffney, T.F. and M.E. Gurtz 1993. Methods for characterizing stream habitat as part of the national water-quality assessment program. U.S. Geological Survey. Open-File Report 93-408, Raleigh, North Carolina.

Meador, M.R., Cuffney, T.F., and M.E. Gurtz 1993, Methods for sampling fish communities as a part of the National Water-Quality Assessment Program: U.S. Geological Survey Open-File Report 93-104, 40p.

Merritt, R.W., and K.W. Cummins. 1984. An Introduction to the Aquatic Insects of North America, Second Edition. Kendall/Hunt, Dubuque. 722 pp.

Morihara, D.K. and W.P. McCafferty. 1979. The Baetis larvae and North America (Ephemeroptera: Baetidae). Trans. Amer. Ent. Soc. 105:139-221.

Morris, P. A. 1951. A field guide to the shells of our Atlantic and Gulf coasts. The Peterson field guide series. Houghton Mifflin Company, Boston, Mass. 236 p.

Newbury, R.W. 1984. Hydrolic determinants of aquatic insect habitats. In The Ecology of Aquatic Invertebrates (V.H. Resh and D.M. Rosenberg, eds),. Praeger Publishers, New York.

Newbury, R.W., & M. Gaboury. 1993. Stream analysis: fish habitat and design. A field manual. Newbury Hydraulics, Gibsons, B.C.

Norris, R.H., and A. Georges. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. In Freshwater Biomonitoring and Benthic Invertebrates (D.M. Rosenberg and V.H. Resh, eds.) pp. 234-286.

Oliver, D.R. et al, 1978. A Key to some Larvae of the Chironomidae (Diptera) from the Mackenzie and Porcupine River Watersheds, Fisheries and Marine ServiceTechnical Report 791, Agriculture Canada, Ottawa.

Omernik, J.M. 1995. Ecoregions: a spatial framework for environmental management. Pp. 49-62. *In* Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision Making. *Edited by* Davis, W.S. & T.P. Simon. Lewis Publ., Boca Raton 415p.

Ormerod, S.J. and R.W. Edwards. 1987. The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of the River Wye in relation to environmental factors. Freshwat.Biol., 17:533-546.

Pearson, T.H. 1975. The benthic ecology of Loch Linnhe and Loch Eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland. IV: Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 20: 1-41.

Peckarsky, B.L., Fraissinet, P.R., Penton, M.A., and Conklin, D.J. (eds), 1990. Freshwater macroinvertebrates of northeastern North America. Cornell University Press, 442p.

Pennak, R.W. 1978. Freshwater invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca. 3rd ed. John Wiley & Sons Inc., New York. 803 p.

Plafkin, J.L., M.T. Barbour, M.T. and K.D. Porter. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001, 162 pp.

Pontasch, B.C., Smith, E.P., and Cairns, J. Jr. 1989. Diversity indices, community comparison indices and canonical discriminant analysis: Interpreting the results of multispecies toxicity tests. Water Res. 23:1229-1238.

Pontasch K.W. 1995. The use of stream microcosms in multispecies testing. pp. 169-191 In J. Cairns and B. R. Niederlehner, eds, Ecological toxicity testing: scale, complexity and relevance, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA,.

Rabeni, C.F., and K.E. Gibbs. 1978. Comparison of two methods used by divers for sampling benthic invertebrates in deep rivers. J. Fish. Res. Bd. Can. 35:332-336.

Rees, H.L. 1984. A note on mesh selection and sampling efficiency in benthic studies. Mar. Poll. Bull. 15:225-229.

Reish, D.J. 1959. A discussion of the importance of the screen size in washing quantitative marine bottom samples. Ecology 40:307-309.

Resh, V.H., and D.M. Rosenberg. 1984. The Ecology of Aquatic Insects. Praeger Publishers.

Resh, W.H., Norris, R.H. and Barbour, M.T. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. Aust. J. Ecol. 20:108-221.

Resh V.H, McElvray E.P. 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates, p. 159-194. In Rosenberg D.M, Resh V.H (ed.), Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.

Reynoldson, T. B., R. C. Bailey, K. E. Day, and R. H. Norris. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on BEnthic Assessment of SedimenT (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. Australian Journal of Ecology 20:198-219.

Reynoldson, T.B. and D.M. Rosenberg. 1996. Sampling strategies and practical considerations in building reference data bases for the prediction of invertebrate community structure. Pp 1-31. In Study design and data analysis in benthic macroinvertebrate assessments of freshwater ecosystems using a reference site approach (Bailey, R.C., Norris R.H., and T.B. Reynoldson. , eds.) Technical Information Workshop, North American Benthological Society, 44th Annual Meeting, Kalispell, Montana. 69p.

Reynoldson, T.B., R.H. Norris, V.H. Resh, and D.M. Rosenberg. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment

using benthic macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society 16: 833-852

Ripley E.A., R.E. Redman and A.A. Crowder. 1996. Environmental effects of mining. St. Lucie Press, Delray Beach, Florida. 356p.

Robinson, C.L.K. and Levings, C.D. 1995. An overview of habitat classification systems, ecological models and geographic information systems applied to shallow foreshore marine habitats. Can. Man. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2322: 65pp.

Robinson, C.L.K., Hay, D.E., Booth, J. and Truscott, J. 1996. Standard methods for sampling resources and habitats in coastal subtidal regions of British Columbia: Part 2 - Review of sampling with preliminary recommendations. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2119. 119pp.

Roch, M., R.N. Nordin, A. Austin, C.P.J. Mckean, J. Deniseger, R.D. Kathman, J.A. McCarter, and M.J.R. Clark. 1985. The effects of heavy metal contamination on the aquatic biota of Buttle Lake and the Campbell River drainage (Canada). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 14:347-362

Rosenberg, D.M. 1978. Practical sampling of freshwater macrozoobenthos: a bibliography of useful texts, reviews, and recent papers. Canadian Fisheries and Marine Service Technical Report 790, 15 pp.

Rosenberg, D.M., and V.H. Resh (eds). 1993. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York. 488 pp.

Saether, Ole A., 1975. Nearctic and Palaearctic Heterotrissocladius (Diptera: Chironomidae_ Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 193, Ottawa.

Saether, Ole A., 1977. Taxonomic studies on Chironomidae: Nanocladius, Pseudochironomus and the Harnischia complex. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 196, Ottawa.

Sand-Jensen K. and L. Rasmussen. 1978. Macrophytes and chemistry of acidic streams from lignite mining areas. Bot. Tidsskrift. 72: 105-112

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1994a. Taxonomic Atlas, Vol. 1, Platyhelminthes, and Nemertea, Santa Barbara, California, 1994

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1994b. Taxonomic Atlas, Vol. 2, Porifera.

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1994c. Taxonomic Atlas, Vol. 4, Oligochaeta and Polychaeta: Phyllodocidae to Paralacydoniidae.

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH) 1995a. Taxonomic Atlas, Vol.5, The Annelida, Part 2 Polychaeta: Phyllodocida (Syllidae and Scale-Bearing Families), Amphinomida and Eunicida.

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1995b. Taxonomic Atlas, Vol. 12, The Crustacea, Part 3, The Amphipoda.

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1995c. Taxonomic Atlas, Vol. 13, The Bryozoa,

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1996a. Taxonomic Atlas, Vol. 6, The Annelida, Part 3 Polychaeta: Orbiniidae to Cossuridae.

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1996b. Taxonomic Atlas, Vol. 9, The Mollusca, Part 2 The Gastropoda.

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1996c. Taxonomic Atlas, Vol. 14, Miscellaneous Taxa.

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1997a. Taxonomic Atlas, Vol 10, The Pycnogonida, The Crustacea Part 1 The Decapoda and Mysidacea, 1997

Santa Barbara Museum of Natural History (SBMNH). 1997b. Taxonomic Atlas, Vol. 11, The Crustacea Part 2, The Isopoda, Cumacea and Tanaidacea.

Schefter P. and G.B. Wiggins, 1986. A Systematic Study of the Nearctic Larvae of the Hydropsyche morosa Group (Trichoptera: Hydropsychidae) Royal Ontario Museum, Toronto.

Schindler, D.W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. Can J. Fish. Aquat. Sci. 44 (Suppl. 1): 6-25.

Schultz, G.A., 1969. The Marine Isopod Crustaceans, Wm. C. Brown Co., Dubuque, Ia.

Schuster, G.A. and D.A. Etnier, 1978. A Manual for the Identification of the larvae of the Caddisfly Genera Hydropsyche Pictet and Symphitopsyche Ulmer in Eastern and Central North America, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Schwinghamer, P. 1981. Characteristic size distribution s of integral benthic communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1255-1263.

Schwinghamer, P. 1983. Generating ecological hypotheses from biomass spectra using causal analysis: A benthic example. Mar. Ecol. Progr. Ser. 13: 151-166.

Scrimgeour, G.J., J.M. Culp and N.E. Glozier. 1993. An improved technique for sampling lotic invertebrates. Hydrobiologia 254:65-71

Scott, D.A. and Jones, T.A. 1995. Classification and inventory of wetlands. Vegetatio 118: 1-16.

Sebastien, R.J., Rosenberg, D.M. and A.P. Wiens. 1988. A method for subsampling unsorted benthic macroinvertebrates by weight. Hydrobiologia 157:69-75.

Shriner, C. and T. Gregory. 1984. Use of artificial streams for toxicological research. Crit. Rev. Toxicol. 13:353-281.

Simon T.P. 1991. Development of biotic integrity expectations for the ecoregions of Indiana. I. Central Corn Belt Planing. U.S. EPA, Region V, Environmental Sciences Division, Monitoring and Quality Assurance Branch. Ambient Monitoring Section. Chicago Il. EPA 905/9-91/025

Slack, K.V., R.C. Averett, P.E. Geeson, and R.G. Lipscomb. 1973. Methods for collection and analysis of aquatic biological and microbiological samples. In Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey, Chapter 4A, Book 5, pp. 1-165. U.S. Department of the Interior, Geological Survey, Washington, D.C.

Small A.M., W.H. Adey, S.M. Lutz, E.G. Reese and D.L. Roberts. 1996. A macrophyte-based rapid biosurvey of stream water quality: restoration at the watershed scale. Restoration Ecol. 4:124-145

Snelgrove, R.V.R. and C.A. Butman. 1994. Animal sediment relationships revisited: cause versus effect. Oceanography and Marine Biology annual review 32:111-178.

Sortkjaer O. 1984. Macrophytes and macrophyte communities as test systems in ecotoxicological studies of aquatic systems. Ecol. Bull. 36: 75-80

Squires, H.J. 1990. Decapod crustacea of the Atlantic coast of Canada. Department of Fisheries and Oceans. Ottawa. 532 p.

St-Cyr L. Cattaneo A, Chasse R, Fraikin,C.G.J. 1997. Technical evaluation of monitoring methods using macrophytes, phytoplankton and periphyton to assess the impacts of mine effluents on the aquatic environment. AETE project 2.3.2, Natural Resources Canada, CANMET, Ottawa ON, 200 pp.

Steele, D.H., and P. Brunel. 1968. Amphipoda of the Atlantic and Arctic coasts of North America: Anonyx (Lysianassidae). J. Fish. Res. Bd. Can.. 25(5).

Stephenson, W. and Cook, S.D. 1980. Skewness of data in the analysis of species-in-sites-in-times. Proc. Royal Soc. Queensland 91:37-52.

Stewart, K.W. and B.P. Stark. 1993. Nymphs of North American Stonefly Genera (Plecoptera). University of North Texas Press, Denton, Texas. 460p

Stokes P. M. 1983. Responses of freshwater algae to metals. *In* Progress in Phycological Research, Vol.2. *Edited by* F. E. Round and A. Champman. Elsevier Science Publ. pp. 87-112.

Suess, M.J., ed. 1982 Examination of Water For Pollution Control. A Reference Handbook.

Vol. 3. Biological, Bacteriological and Virological Examination. Permagon Press, Oxford, England.

Suter, G.W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. Environ. Toxicol. Chem. 12: 1533-1539.

Suter, G.W. 1993. Retrospective risk assessment. Pages 311-364 in G.W. Suter (editor). Ecological risk assessment. Lewis Publishers, Ann Arbor, Michigan.

Suter, G.W. II. 1993. Ecological Risk Assessment. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.

Takamura N., F. Kasai and M. M. Watanabe. 1989. Effects of Cu, Cd, and Zn on photosynthesis of freshwater benthic algae. J. Appl. Phycol. 1:39-52

Taylor B.R. 1997. Optimization of field and laboratory methods for benthic invertebrate monitoring, final report. AETE project 2.1.2 Natural Resources Canada, CANMET, Ottawa ON, 100 pp.

Taylor B.R, Bailey R.C. 1997. Technical evaluation on methods for benthic invertebrate data analysis and interpretation, final report. AETE project 2.1.3. Natural Resources Canada, CANMET, Ottawa ON, 26 pp.

Taylor, L.R. 1961. Aggregation, variance and the mean. Nature (London) 189:732-735.

Tetra Tech, Inc. 1986a. General QA/QC Considerations for Collecting Environmental Samples in Puget Sound. A Report prepared for U.S. EPA, Region 10, Seattle. Final Report TC-3991-04.

Tetra Tech, Inc. 1986b. Recommended Protocols for Station Positioning in Samples in Puget Sound. A Report prepared for U.S. EPA, Region 10, Seattle. Final Report TC-3090-05.

Tetra Tech, Inc. 1987. Recommended Protocols for Sampling and Analyzing Subtidal Benthic Macroinvertebrate Assemblages in Puget Sound. A Report prepared for U.S. EPA, Region 10, Seattle. Final Report TC-3991-04.

Thiel, T.H. 1975. The size structure of the deep-sea benthos. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 60:575-606.

Thorp, J.H. and A.P. Covich, 1991. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates, Academic Press, San Diego, New York, Toronto.

Thorson, G. 1957. Bottom communities(sublitorral or shallow shelf). In Treatise on Marine Ecology and Paleoecology.J.W. Hedgpeth, ed.Vol 1, pp. 461-534.Memoirs of the Geological Society of America 67.

Tukey, J. 1977. Exploratory data analysis. Addison-Wesley, Reading, Mass. 688pp.

Underwood, A. J. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programs to detect environmental impacts in a variable world. Australian Journal of Ecology 18:99-116.

U.S. EPA [U.S. Environmental Protection Agency]. 1995. Volunteer stream monitoring: a methods manual. EPA 841 D95-001 April. Office of Wetland, Oceans and Watersheds, 4503F. Washington D.C. 20460.

U.S. EPA [U.S. Environmental Protection Agency]. 1995. Environmental monitoring and assessment program for surface waters: field operations and methods for measuring the ecological condition of wadeable streams. EPA 620/R-95-004. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

U.S. EPA [U.S. Environmental Protection Agency]. 1990. Biological criteria: national program guidance for sueface waters. EPA-440/5-90-004. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 57pp

Vezina, A.F. 1988. Sampling variance and the design of quantitative surveys of the marine benthos. Mar. Biol. 97: 151-155.

Walker, E.M. 1933. The nymphs of the Canadian species of *Ophiogomphus* Odonata, Gomphidae. Can. Ent. 65: 217-229.

Walker, E.M. 1953. The Odonata of Canada and Alaska. Part I, General, Part II. The Zygoptera-damselflies. Vol. I. Univ. Toronto Press, Toronto. 292 p.

Walker, E.M. 1958. The Odonata of Canada and Alaska. Anisoptera. Vol. 2. Univ. Toronto Press, Toronto. 318 p.

Wallace, N.A. 1919. The Isopoda of the Bay of Fundy. Univ. of Toronto Studies, Biol. Series No. 18. 42 pp.

Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine benthic communities. Mar. Biol. 92: 557-562.

Warwick, R.M., and K.R. Clarke. 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 172:215-226.

Warwick, R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. Aust.J.Ecol., 18:63-80.

Warwick. R.M., Pearson, T.H., and Ruswahyuni. 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: Further evaluation of the species abundance/biomass method. Mar. Biol. 95: 193-200.

Weber, C.I., ed. 1973. Biological Field and Laboratory Methods for Measuring the Quality of Surface Waters and Effluents. EPA-670/4-73-001. U.S. Environmental Protection Agency,

Cincinnati, OH.

Weinberg, S. 1978. The minimal area problem in invertebrate communities of Mediterranean rocky substrata. Mar. Biol. 49: 33-40.

Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. J. Wat. Poll. Cont. Fed. 52:537-547.

Wiederhom, T. (ed.) 1983. Chironomidae of the holarctic region. Keys and diagnosis. Part 1 - Larvae. Ent. Scand. Suppl. No. 19, 457 p.

Wiederholm, T. (ed.) 1986. Chironomidae of the holarctic region. Keys and diagnosis. Part 2 - Pupae. Ent. Scand. Suppl. No. 28, 482 p.

Wiggins, G.B. 1996. Larve of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera). 2nd Edition. University of Toronto Press. Toronto. Ontario. 457p.

Wood, D.M. 1963. The Black Flies (Diptera: Simuliidae) of Ontario. Part II Larval Identification with descriptions and illustrations. Proc. Entomol. Soc. Ontario.

Wright, J.F. 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. Australian Journal of Ecology 20: 181-197

Wright, J.F., Moss, D., Armitage, P.D., and M.T. Furse. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. Freshwat.Biol., 14: 221-256

Wrona, F.J., Culp, J.M., and R.W. Davies. 1982. Macroinvertebrate subsampling: a simplified apparatus and approach. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 39: 1051-1054.
Yan N.D. 1979. Phytoplankton community of an acidified heavy metal contaminated lake near Sudbury, Ontario: 1973-1977. Water, Air, and Soil Poll. 11:43-45

Yan N.D., G.E. Miller, I. Wile and G.G. Hitchin. 1985. Richness of aquatic macrophyte floras of soft water lakes of differing pH and trace metal contents in Ontario, Canada. Aquat. Bot. 23:27-40

Yoder, C.O. 1989. The development and use of biological criteria for Ohio surface waters. Pages 139-146 in Proceedings: Water Quality Standards for the 21stCentury, 1-3 March, 1989, Dallas, TX. Criteria/Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, Dc.

Yoder, C.O. 1991. Answering some concerns about biological criteria based on experiences in Ohio. Pp. 95-104. *In* Water Quality Standards for the 21st Century. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, D.C. 251p.

Figure 5-9: Niveaux de stress entraînant une perturbation déduits à partir de la position des sites de référence dans un espace réduit HMDS.

Les bandes, fondées sur des ellipses de probabilité de 90 %, 99 % et 99,9 %, sont identifiées respectivement par les lettres A (site non perturbé), B (site potentiellement perturbé), C (site perturbé) et D (site fortement perturbé).

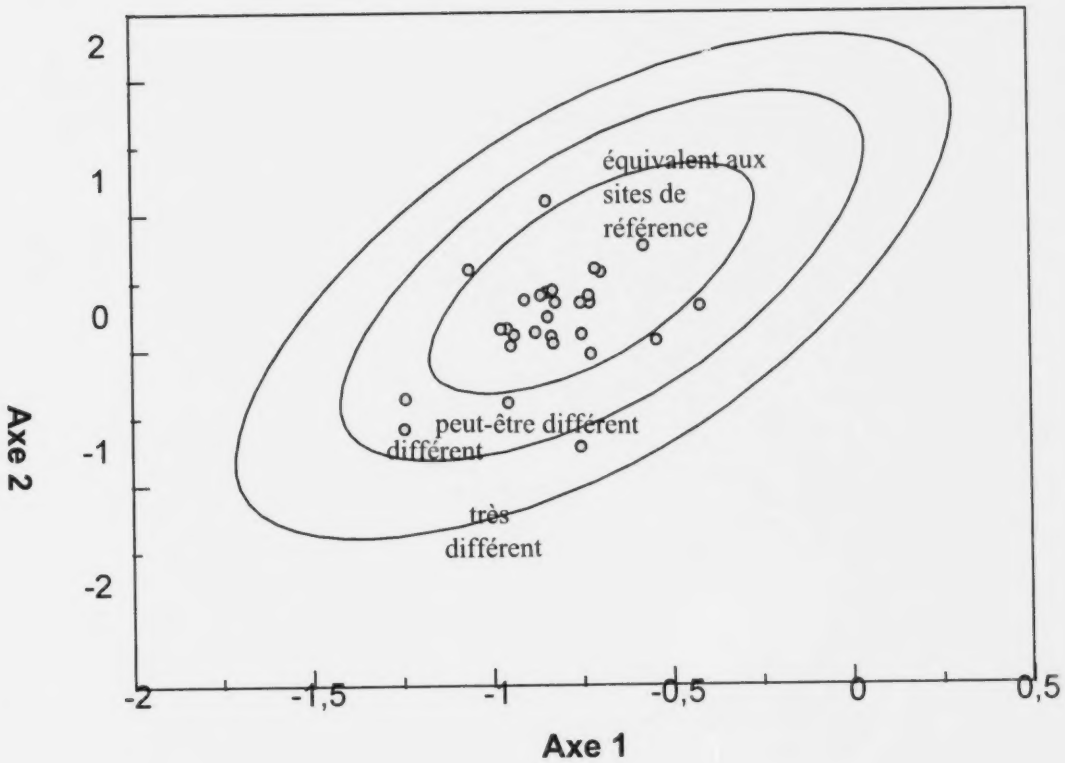

2
1
0
-1
-2
Axe 2
équivalent aux
sites de
référence
peut-être différent
différent
très
différent
-2
-1,5
-1
-0,5
0
0,5
Axe 1

Table des matières

6. Caractérisation de l'effluent et suivi de la qualité de l'eau 6-1

6.1 Introduction 6-1
6.1.1 Vue d'ensemble 6-1
6.1.2 Fréquence de l'échantillonnage 6-2
6.1.3 Paramètres mesurés 6-2
6.1.4 Emplacement des zones d'échantillonnage 6-5
6.1.5 Présentation des résultats 6-6

6.2 Caractérisation de l'effluent 6-7
6.2.1 Méthodes d'échantillonnage et analyses en laboratoire 6-7
6.2.2 Méthodes de dosage des sulfosels 6-7

6.3 Suivi de la qualité de l'eau 6-8
6.3.1 Préparation en vue des travaux sur le terrain 6-8
6.3.2 Mesure sur le terrain des paramètres de la qualité de l'eau 6-9
6.3.3 Prélèvement d'échantillons d'eau destinés aux analyses en laboratoire ... 6-10
6.3.4 Manipulation, entreposage et analyse des échantillons pour le suivi de la qualité de l'eau 6-12
6.3.4.1 Manipulation et conservation des échantillons 6-12
6.3.4.2 Expédition et entreposage des échantillons 6-16
6.3.4.3 Exigences particulières relatives à l'échantillonnage pour certains groupes de substances chimiques 6-17
6.3.4.4 Analyses des échantillons en laboratoire 6-17
6.3.5 Comparaison des données de qualité de l'eau entre la zone exposée et la zone de référence 6-22
6.3.5.1 Comparaison des résultats 6-22
6.3.5.2 Estimation de l'étendue de la zone de concentrations élevées 6-24

6.4 Assurance et contrôle de la qualité pour le suivi de la qualité de l'eau 6-26
6.4.1 Modes opératoires normalisés 6-27
6.4.2 Aspects généraux du contrôle de la qualité sur le terrain 6-28
6.4.3 Assurance de la qualité sur le terrain 6-28
6.4.4 Assurance de la qualité durant la manipulation, le transport et l'entreposage des échantillons 6-29
6.4.5 Utilisation de blancs et de réplicats 6-32
6.4.6 Aspects généraux du contrôle de la qualité en laboratoire 6-35
6.4.7 Précisions sur les aspects du contrôle de la qualité des analyses en laboratoire 6-35
6.4.7.1 Bonnes pratiques de laboratoire 6-36
6.4.7.2 Contrôle d'étalonnage 6-36
6.4.7.3 Précision 6-37
6.4.7.4 Exactitude et biais 6-38

6.4.7.5 Récupération 6-39
6.4.7.6 Limites de détection 6-40
6.4.7.7 Conventions relatives à la présentation des données 6-41
6.4.7.8 Précision et exactitude des analyses 6-41
6.4.7.9 Entretien des instruments 6-42
6.4.8 Assurance de la qualité en laboratoire 6-43
6.4.9 Enregistrement et présentation de l'information d'AQ/CQ 6-43
6.4.9.1 Documentation 6-43
6.4.9.2 Présentation des informations d'AQ/CQ 6-44

6.5 Caractérisation de l'effluent et suivi de la qualité de l'eau durant la recherche des causes 6-45
6.5.1 Dosage des métaux dissous durant la recherche des causes 6-46
6.5.2 Dosage des réactifs et des sous-produits des réactifs utilisés dans les procédés de traitement des minerais 6-47
6.5.3 Détermination des espèces chimiques des métaux préoccupants 6-47
6.5.3.1 Analyses visant à déterminer les espèces chimiques de métaux 6-48
6.5.3.2 Modèles utilisés pour la détermination des espèces chimiques de métaux 6-48
6.5.4 Mesure de la teneur en chlorophylle-a et(ou) en phaéopigments 6-49
6.5.5 Suivi du débit et des charges dans la zone exposée 6-50

6.6 Références 6-51

6.7 Annexe 6.1. Justifications du choix des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau 6-54

6.8 Paramètres prescrits à l'annexe 5 du REMM aux fins de la caractérisation des effluents et du suivi de la qualité de l'eau 6-56

6.9 Paramètres prescrits aux fins du suivi de la qualité de l'eau seulement 6-58

6.10 Autres paramètres propres au site dont la mesure est recommandée aux fins de la caractérisation des effluents et du suivi de la qualité de l'eau 6-58
6.10.1 Paramètres dont la mesure est recommandée aux fins de la caractérisation des effluents seulement 6-60
6.10.2 Paramètres propres au site dont la mesure est recommandée aux fins du suivi de la qualité de l'eau seulement 6-61

Liste des tableaux

Tableau 6-1: Paramčtres analytiques ŕ mesurer aux fins de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau. 6-3
Tableau 6-2 Recommandations concernant la manipulation des échantillons d'eau (contenants, agents de conservation et durée d'entreposage) pour divers paramètres de la qualité de l'eau..... 6-15
Tableau 6-3 Exemple de liste de contrôle des exigences associées aux bouteilles en fonction des paramètres à mesurer aux fins du suivi de la qualité de l'eau..... 6-16
Tableau 6-4 Limites de détection des méthodes recommandées pour le dosage des métaux dans les échantillons d'eau..... 6-19
Tableau 6-5 Méthodes et limites de détection utilisées pour le dosage de divers paramčtres de la qualité de l'eau..... 6-20
Tableau 6-6 Sommaire des recommandations pour la qualité de l'eau formulées par le CCME pour la protection des organismes aquatiques et applicables aux principaux paramčtres mesurés dans le cadre du programme d'ESEE..... 6-25
Tableau 6-7 Sommaire des utilisations recommandées des blancs et des réplicats sur le terrain et en laboratoire (les valeurs indiquées sont prévues pour un lot de 20 échantillons)..... 6-34

Liste des figures

Figure 6-1 Spécimen de formulaire de chaîne de possession (adapté de l'exemple présenté dans US EPA, 1988) 6-31

6. Caractérisation de l'effluent et suivi de la qualité de l'eau

6.1 Introduction

6.1.1 Vue d'ensemble

La caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau font partie des études de suivi des effluents et de la qualité de l'eau qui doivent être réalisées aux fins de la SEE (surveillance des effets sur l'environnement) en vertu de l'article 7 et de l'annexe 5 du REMM. La caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau ont pour but de fournir des éléments de réponse à la question suivante : " Quelle est l'ampleur estimée du changement des concentrations de contaminants causé par l'activité minière dans la zone exposée? ". Les données amassées lors de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau seront utilisées aux fins suivantes :

- surveiller les changement éventuels apportés aux procédés d'exploitation de la mine et l'évolution des conditions environnementales dans les eaux réceptrices;
- obtenir des informations sur la variabilité de la qualité de l'effluent et les tendances temporelles ou saisonnières;
- obtenir des mesures de variables environnementales d'appui susceptibles de faciliter l'interprétation des résultats du suivi biologique (études des poissons et de la communauté d'invertébrés benthiques) et des évaluations de la toxicité sublétale.

La caractérisation de l'effluent minier s'effectue par analyse d'un échantillon d'effluent et enregistrement des concentrations de contaminants mesurées. Les analyses auxquelles cet échantillon est soumis visent non seulement à préciser la valeur des concentrations des substances nocives réglementées et du pH dont la mesure est prévue aux fins du suivi de l'effluent à l'annexe 3 du projet de REMM, mais aussi à déterminer quatre fois par année civile les concentrations d'autres contaminants potentiels et à amasser des informations sur un certain nombre de variables d'appui (tableau 6.1). La caractérisation de l'effluent sera effectuée sur des portions aliquotes de l'échantillon prélevé aux fins du suivi des substances nocives conformément aux articles 12 et 13, Partie 2 du REMM.

Le suivi de la qualité de l'eau exige le prélèvement d'échantillons d'eau dans les zones d'échantillonnage et l'analyse de ces échantillons en vue de comparer les concentrations de contaminants dans la zone exposée et la zone de référence. L'analyse des échantillons prélevés aux fins du suivi de la qualité de l'eau portera sur les mêmes paramètres que ceux considérés durant la caractérisation de l'effluent (tableau 6.1) ainsi que sur la température de l'eau et la teneur en oxygène dissous. En outre, des échantillons d'eau seront prélevés dans les zones d'échantillonnage choisies dans les eaux réceptrices parallèlement aux études de suivi biologique.

6.1.2 Fréquence de l'échantillonnage

La caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau seront effectués quatre fois par année civile, à au moins un mois d'intervalle. Il est recommandé que, dans la mesure du possible, les échantillons destinés à la caractérisation de l'effluent et au suivi de la qualité de l'eau soient prélevés une fois par trimestre civil. Il est également recommandé que les échantillons destinés à ces deux fins soient prélevés le même jour.

Le premier échantillon destiné à la caractérisation de l'effluent et au suivi de la qualité de l'eau doit être prélevé au plus tard six mois suivant la date à laquelle la mine devient assujettie à l'article 7 du REMM *(annexe 5, par. 4(2) et 7(2))*.

Il convient de tenir compte des facteurs suivants au moment de décider quand prélever les échantillons d'effluent dans les eaux réceptrices :

- la variabilité saisonnière de la composition et du débit de l'effluent;
- le temps de l'année où le prélèvement des échantillons d'effluent a été effectué antérieurement;
- le temps de l'année où l'échantillonnage est réalisé aux fins du suivi de la qualité de l'eau;
- le temps de l'année où l'on s'attend à ce que les concentrations des substances nocives réglementées soient maximales dans la zone exposée.

Aux fins du suivi de la qualité de l'eau, il convient de prendre en compte les facteurs suivants au moment de décider quand prélever les échantillons d'effluent dans les eaux réceptrices :

- la variabilité saisonnière de la qualité et du débit de l'eau dans la zone exposée;
- le temps de l'année où l'on s'attend à ce que les concentrations des substances nocives réglementées soient maximales dans la zone exposée;
- le temps de l'année où des échantillons d'eau ont été prélevés antérieurement aux fins du suivi de la qualité de l'eau;
- le temps de l'année où l'échantillonnage est réalisé aux fins de la caractérisation de l'effluent.

6.1.3 Paramètres mesurés

Aux fins de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau, les paramètres énumérés au tableau 6.1 seront mesurés, sous réserve d'une exemption possible pour le mercure. Le tableau 6.1 énumère également un certain nombre de paramètres additionnels propres au site que le propriétaire ou l'exploitant peut juger utile de mesurer, même s'il n'est pas tenu de le faire, pour effectuer une caractérisation chimique plus approfondie (annexe 6.1).

Tableau 6-1: Paramètres analytiques à mesurer aux fins de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau.

Substances nocives réglementées et pH[1,2]	Paramètres requis aux fins de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau[2,3]	Paramètres additionnels requis aux fins du suivi de la qualité de l'eau	Paramètres propres au site dont la mesure est recommandée (facultative)[6]
Arsenic	Aluminium	Oxygène dissous[5]	Fluorure
Cuivre	Cadmium	Température[5]	Manganèse
Plomb	Fer		Sélénium
Nickel	Mercure[4]		Uranium
Zinc	Molybdène		Phosphore total
Radium 226	Ammoniac		Conductivité
Cyanure total	Nitrate		Calcium
Total des solides en suspension	Alcalinité		Chlorure
PH	Dureté totale		Magnésium
			Potassium
			Sodium
			Sulfate
			Sulfosels totaux[7]
			Profondeur de l'eau[5]
			Profondeur optique ou transparence[5]
			Carbone organique dissous
			Carbone organique total
			Salinité (marine ou estuarienne)[5]

1) La liste des paramètres réglementés (substances nocives et pH) est présentée à l'annexe 3 du REMM ; les concentrations maximales sont indiquées dans le règlement (Annexe 4).
2) Toutes les concentrations sont des valeurs totales; les concentrations dissoutes peuvent également être mesurées; les charges d'effluent (article 20 tu REMM) doivent également être calculées et signalées.
3) La liste des paramètres dont la mesure est exigée aux fins de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau est présentée à l'annexe 5 du REMM.
4) Le dosage du mercure peut être interrompu si la concentration de mercure total dans douze échantillons consécutifs d'effluent est inférieure à 0,10 µg/L.
5) Paramètres mesurés *in situ* seulement aux fins du suivi de la qualité de l'eau (dans les eaux réceptrices).
6) Ces paramètres additionnels sont des contaminants potentiels ou des paramètres environnementaux d'appui; les analyses permettant d'en déterminer la valeur sont facultatives et peuvent être effectuées si des données historiques de surveillance propres au site ou des données géochimiques attestent de leur utilité.
7) Paramètre mesuré seulement aux fins de la caractérisation de l'effluent : les méthodes d'analyses recommandées pour la mesure des sulfosels sont décrites à la section 6.2.2.

Les échantillons utilisés aux fins de la caractérisation de l'effluent seront des portions aliquotes des échantillons prélevés aux fins du suivi de l'effluent conformément aux articles 12 et 13 du REMM. La caractérisation de l'effluent est effectuée par l'analyse de la dureté et de l'alcalinité de l'eau et l'enregistrement des valeurs correspondantes ainsi

que par la mesure des concentrations totales des substances suivantes *(annexe 5, par. 4(1))* :

- aluminium;
- cadmium;
- fer;
- mercure;
- molybdène;
- ammoniac;
- nitrates.

Il est à noter que si la concentration de mercure est inférieure à 0,10 µg/L dans 12 échantillons d'effluent consécutifs, le dosage du mercure peut être interrompu *(annexe 5, par. 4(3))*.

Si une analyse effectuée en vertu de l'alinéa 14(1)*a*) du REMM révèle que l'effluent de la mine présente une létalité aiguë, la mine est tenue d'effectuer une caractérisation de l'effluent conformément au paragraphe 4(1) de l'annexe 5 à partir de la portion aliquote de l'échantillon de l'effluent soumis à l'essai ayant révélé une létalité aiguë.

Les mesures de pH et les concentrations des substances nocives (arsenic, cuivre, cyanure total, plomb, nickel, zinc, radium 226 et total des solides en suspension) seront présentées dans les rapports du suivi de l'effluent de chaque mine soumis conformément à l'article 21 du REMM.

En plus des substances nocives et du pH ainsi que des paramètres requis pour la caractérisation de l'effluent, le suivi de la qualité de l'eau comprendra la mesure de la température et de la quantité d'oxygène dissous *(annexe 5, alinéas 7(1)b-d))*. Le tableau 6.1 présente la liste des paramètres facultatifs pour le suivi de la qualité de l'eau propres au site dont la mesure est recommandée. Les raisons justifiant la mesure de ces paramètres sont exposées à l'annexe 6.1. La mesure de certains paramètres de l'effluent comme la conductivité et les concentrations de sulfates et de chlorures peuvent être utiles, ces substances pouvant être utilisées comme traceurs aux fins de la délimitation de la zone de mélange de l'effluent en aval du point de rejet.

Calcul des charges

En vertu de l'article 20 du REMM, le propriétaire ou l'exploitant de la mine est tenu d'enregistrer les charges totales mensuelles des substances nocives réglementées en vertu du REMM. Dans le cadre de la caractérisation de l'effluent, la mine devrait également signaler les charges des autres contaminants mesurées aux fins de la caractérisation de l'effluent. Le calcul des charges s'effectue selon la méthode décrite à l'article 20 du REMM, en multipliant la concentration moyenne mensuelle de chaque substance nocive dans l'effluent par le volume mensuel total d'effluent rejeté durant la période de temps considérée (habituellement un an pour la caractérisation de l'effluent).

6.1.4 Emplacement des zones d'échantillonnage

Les échantillons destinés à la caractérisation de l'effluent seront prélevés à chaque point de rejet final, conformément au REMM. Selon la définition énoncée dans le REMM, l'expression " effluent " désigne les effluents d'eau de mine, les effluents d'installations de préparation du minerai, les effluents de dépôt de résidus miniers, les effluents des bassins et des installations de traitement – autres que l'effluent d'une installation de traitement des eaux usées -, les eaux d'infiltration et les eaux de drainage superficiel qui contiennent une substance nocive .

De plus amples renseignements sur la façon de choisir les zones d'échantillonnage en vue de la caractérisation de l'effluent sont présentés dans le document " Document d'orientation pour l'échantillonnage et l'analyse des effluents des mines de métaux " (SPE 2/MM/5, Environnement Canada, 2001). Ce document traite principalement des méthodes permettant le prélèvement d'échantillons d'effluent à partir de sources ponctuelles (à la sortie de l'émissaire). Si l'on compte prélever des échantillons à partir de sources diffuses, il convient d'examiner la pertinence des zones et méthodes d'échantillonnage projetées avec l'agent d'autorisation.

Les échantillons d'eau pour le suivi de la qualité de l'eau seront prélevés à au moins une station d'échantillonnage représentative dans la zone exposée et dans au moins une zone d'échantillonnage représentative dans la zone de référence, quatre fois par année civile. Selon toute vraisemblance, ces stations d'échantillonnage NE SERONT PAS les stations d'échantillonnage servant au suivi biologique. La station d'échantillonnage comprise dans la zone exposée devrait être située dans une zone entourant le point d'entrée de l'effluent dans les eaux réceptrices à partir de chaque point de rejet final. Le propriétaire ou l'exploitant de la mine devrait choisir les stations d'échantillonnage à l'endroit dans la zone exposée où les concentrations d'effluent sont maximales.

Il est recommandé de prélever au moins deux ou trois échantillons d'eau à chaque station d'échantillonnage afin d'obtenir une estimation de la variabilité et de déterminer si les concentrations des contaminants sont homogènes à l'intérieur de la station d'échantillonnage. Toutefois, cette façon de faire pourrait ne pas satisfaire aux critères de robustesse se rattachant aux analyses statistiques des données. La sélection de stations additionnelles à l'intérieur de chaque zone d'échantillonnage pourrait aider à mieux caractériser la répartition des concentrations des contaminants dans la zone exposée. Au moins un échantillon composite consistant en quelques sous-échantillons prélevés en divers endroits de la station devrait être recueilli.

En plus des échantillons mentionnés ci-dessus, le propriétaire ou l'exploitant de la mine prélèvera, concurremment à chaque étude des poissons et de benthos, pas moins d'un échantillon d'eau aux fins du suivi de la qualité de l'eau dans chaque zone

d'échantillonnage pour le suivi biologique et enregistrera les mesures des paramètres énumérés au tableau 6.1.
Les échantillons d'eau seront prélevés dans une station représentative dans chacune des zones retenues pour l'échantillonnage des poissons et des invertébrés benthiques. Lorsque les zones d'échantillonnage des invertébrés benthiques et(ou) des poissons sont relativement éloignées de la station d'échantillonnage retenue pour le suivi de la qualité de l'effluent, il est fortement recommandé de prélever des échantillons d'eau concurremment aux stations d'échantillonnage utilisées pour le suivi routinier de la qualité de l'eau. De cette façon, les résultats des analyses des échantillons d'eau prélevés dans les zones d'échantillonnage des invertébrés benthiques et(ou) des poissons pourront être comparés à ceux des analyses des échantillons prélevés aux fins du suivi de la qualité de l'eau.

6.1.5 Présentation des résultats

Les résultats de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau seront soumis à l'agent d'autorisation dans le rapport du suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau. Ce rapport sera présenté au plus tard le 31 mars de chaque année et devra fournir pour l'année civile précédente les renseignements suivants :

- les dates de prélèvement de tous les échantillons;
- l'emplacement des points de rejet final de l'effluent où des échantillons ont été prélevés aux fins de la caractérisation de l'effluent;
- l'emplacement du point de rejet de l'effluent utilisé pour les essais de toxicité sublétale;
- la latitude et la longitude des zones d'échantillonnage retenues aux fins du suivi de la qualité de l'eau, en degrés, minutes et secondes, et une description permettant d'identifier la zone d'échantillonnage;
- les résultats de la caractérisation de l'effluent;
- les résultats des essais de toxicité sublétale (chapitre 7);
- les résultats du suivi de la qualité de l'eau;
- les méthodes utilisées pour mener la caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau ainsi que les limites de détection des méthodes connexes utilisées pour les analyses;
- une description des mesures d'assurance et de contrôle de la qualité appliquées et l'identification de tous les résultats susceptibles de compromettre la validité des données communiquées.

Comme les échantillons d'effluent utilisés aux fins de la caractérisation de l'effluent seront des portions aliquotes des échantillons prélevés aux fins du suivi de l'effluent les mesures de pH et les concentrations des substances nocives (arsenic, cuivre, cyanure total, plomb, nickel, zinc, radium 226 et total des solides en suspension) seront inclues

dans chaque rapport de suivi de l'effluent présenté conformément à l'article 21 du REMM.

Il est recommandé que les rapports de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau incluent une comparaison des données de qualité de l'eau entre la zone exposée et de référence. Cette comparaison examinerait tous les paramètres mesurés aux fins du suivi de la qualité de l'eau. Elle devrait notamment indiquer tous les paramètres pour lesquels des différences supérieures à un facteur deux ont été relevées entre la zone exposée et de référence. Si les différences relevées entre les deux zones dépassent un facteur deux, la mine est encouragée à estimer l'étendue géographique de ces différences en élargissant le suivi de la qualité de l'eau ou en recourant à la modélisation. De plus amples renseignements sur cette question sont présentés à la section 6.3.5.

6.2 Caractérisation de l'effluent

6.2.1 Méthodes d'échantillonnage et analyses en laboratoire

Comme les échantillons d'effluent utilisés aux fins de la caractérisation de l'effluent seront des portions aliquotes des échantillons prélevés aux fins du suivi de l'effluent, conformément au REMM, les spécifications et recommandations relatives aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse chimique présentées dans **" Document d'orientation pour l'échantillonnage et l'analyse des effluents des mines de métaux " (SPE 2/MM/5, Environnement Canada, 2001)** s'appliquent également à la caractérisation de l'effluent réalisée dans le cadre du programme d'ESEE. Le volume d'effluent prélevé devrait être suffisant pour permettre la conduite de toutes les analyses et essais et la constitution d'échantillons connexes à des fins de contrôle de la qualité (p. ex., échantillons en double de terrain et de laboratoire et échantillons validés par ajout connu). Il est recommandé d'entreposer tous les échantillons à 4 °C; ceux-ci ne doivent pas être congelés avant l'analyse (R. Turle, communication personnelle).

6.2.2 Méthodes de dosage des sulfosels

Les sulfosels sont des ions de soufre et d'oxygène solubles qui résultent de l'oxydation incomplète de minéraux sulfurés. Ils peuvent être produits lorsque les minéraux sulfurés entrent en contact avec de l'oxygène mais, en pratique, ils se forment habituellement durant le traitement des minerais contenant de tels minéraux. Si des sulfosels sont présents dans un effluent, leur oxydation est complète lorsque l'effluent est rejeté, produisant de l'acide sulfurique et réduisant le pH dans la zone exposée. Au Canada, peu de mines ont des problèmes connus liés aux sulfosels, mais le potentiel d'en générer existe dans de nombreux sites miniers. Dans le programme d'ESEE, le dosage des

sulfosels totaux aux fins de la caractérisation des effluents et du suivi de la qualité de l'eau est facultatif.

Diverses méthodes ont été développées pour le dosage des sulfosels totaux utilisant un titrage à l'hydroxyde de sodium après addition de chlorure de mercure à l'échantillon soumis à l'analyse. Une documentation complète sur cette méthode auprès est disponible de Ressources naturelles Canada (Graham, 1997).

Le principal inconvénient soulevé par cette méthode est qu'il faut analyser les échantillons dans les 24 heures suivant leur prélèvement. En conséquence, le dosage de sulfosels totaux devrait être effectué sur le terrain, et, selon toute probabilité, aux seuls endroits où des problèmes liés à ces substances ont été décelés. Une autre option est de congeler les échantillons immédiatement après leur prélèvement en vue de les analyser dans les sept jours qui suivent. La stabilité des sulfosels peut être compromise si les échantillons congelés sont conservés plus longtemps.

6.3 Suivi de la qualité de l'eau

Les informations présentées ci-dessous s'appliquent aux procédés et méthodes recommandés pour le suivi de la qualité de l'eau dans les environnements récepteurs.

6.3.1 Préparation en vue des travaux sur le terrain

La manipulation des réactifs utilisés pour le nettoyage, le fonctionnement et l'étalonnage de l'équipement, le prélèvement, la conservation et(ou) le traitement des échantillons devrait être confiée uniquement à des personnes qualifiées, et les données appropriées sur la santé et la sécurité (p. ex. fiches signalétiques) devraient être disponibles.

Des protocoles et modes opératoires normalisés écrits (énonçant notamment les exigences en matière d'assurance et de contrôle de la qualité) devraient être accessibles en tout temps, de façon à ce que l'utilisation de l'équipement se fasse de façon appropriée et sécuritaire. Il est également recommandé de préparer d'avance les formulaires de données et les registres de manière à ce que les notes et les données puissent être consignées rapidement et efficacement sur le terrain. Il importe également de prévoir des formulaires de réserve en cas d'erreur ou de perte. Ces formulaires et registres devraient être résistants à l'eau et aux déchirures. Dans certaines circonstances, l'enregistrement de bandes audio et(ou) vidéo peut se révéler utile.

Tout le matériel utilisé pour le prélèvement et la manipulation des échantillons devrait être nettoyé et toutes leurs composantes inspectée, avant chaque sortie sur le terrain, afin de s'assurer qu'elles fonctionnent bien (assemblage sur place et fonctionnement). Chaque instrument ou dispositif devrait être muni d'une trousse de réparation afin de ne pas être

pris au dépourvu en cas de panne ou de perte de pièces amovibles. Enfin, de l'équipement et des dispositifs d'échantillonnage de réserve devraient être disponibles.
Avant chaque sortie sur le terrain, tous les contenants destinés à l'entreposage, au transport et au prélèvement des échantillons, y compris les contenants de réserve en cas de perte ou de bris, devraient être nettoyés et étiquetés correctement (c. à d. étiquettes adhésives imperméables permettant l'inscription de données à l'aide d'un stylo à encre indélébile efficace sur des surfaces mouillées). Ces contenants devraient être pourvus de couvercles hermétiques. Une liste des échantillons à prélever et un registre de suivi des échantillons devraient être préparés avant chaque échantillonnage. La tenue de ce registre devrait être confiée à une personne chargée d'assurer la surveillance des échantillons depuis leur prélèvement jusqu'à leur analyse et leur élimination ou leur archivage.

6.3.2 Mesure sur le terrain des paramètres de la qualité de l'eau

Les paramètres de la qualité de l'eau couramment mesurés *in situ* sont la concentration d'oxygène dissous, le pH, la conductivité, la température et la salinité. La profondeur de l'eau à la station d'échantillonnage et celle à laquelle l'échantillon d'eau a été prélevé devraient être enregistrées, de même que la profondeur optique ou transparence. Les mesures des paramètres normalisés de la qualité de l'eau peuvent être prises directement dans l'eau, à partir d'un contenant d'échantillon dans l'embarcation ou sur la rive immédiatement après le prélèvement de l'échantillon, du moment que le prélèvement a lieu à la profondeur appropriée.

Dans les plans d'eau peu profonds (≤ 2m), les paramètres normalisés de la qualité de l'eau peuvent être mesurés au milieu de la colonne d'eau. Si la profondeur du plan d'eau est de 2 à 4 m, les mesures devraient être prises à deux profondeurs, soit à environ 25 cm du fond et à 25 cm sous la surface. Dans les plans d'eau plus profonds, les paramètres standards sont mesurés sur toute la colonne d'eau. Les mesures de la conductivité, du pH, de la température et de la teneur en oxygène dissous de l'eau devraient être prises dans la colonne d'eau, à des intervalles de un à cinq mètres selon la profondeur totale. Par exemple si la profondeur est de 5 m, ces paramètres sont mesurés à chaque mètre et à chaque cinq mètres si la profondeur s'élève à 25 mètres.

L'emploi d'un enregistreur de données (ou d'un instrument équivalent) équipé d'une sonde d'oxygène dissous et d'un agitateur, ainsi que de sondes de pH, de conductivité, de profondeur et de température peut permettre d'évaluer la qualité de l'eau simultanément dans toute la colonne d'eau. Un enregistreur de données est particulièrement utile dans les plans d'eau profonds (> 50 m). Durant l'établissement du profil, l'utilisateur est en mesure d'examiner les données recueillies et de noter les zones présentant un intérêt particulier (hausses soudaines de la conductivité, thermoclines, valeurs inhabituelles, etc.) à mesure que l'appareil se déplace dans la colonne d'eau. Les données sont enregistrées manuellement ou stockées directement dans l'enregistreur. Afin de compléter les données informatisées, il importe de consigner les mesures à la main sur des fiches de terrain à intervalle de 2 ou 5 m selon la profondeur totale du profil.

Dans les plans d'eau peu profonds, l'utilisation d'instruments manuels est souvent la façon la plus pratique de mesurer les paramètres de la qualité de l'eau *in situ*, car ils sont légers et il en existe plusieurs modèles. Leur emploi est toutefois limité, car les sondes et les câbles dont ils sont dotés ne sont efficaces qu'à des profondeurs de 2 à 5 m. En outre, ces instruments nécessitent habituellement un entretien et un étalonnage plus réguliers, si bien qu'ils nécessitent un soin particulier pour assurer leur bon état de fonctionnement. Il est aussi recommandé de tenir des registres d'étalonnage et d'entretien.
La profondeur de l'eau peut être mesurée indirectement à l'aide d'un sonar de pêche ou directement au moyen d'un ruban étalonné, d'un câble ou d'une perche de sondage étalonné. Divers niveaux de précision sont requis selon la profondeur de l'eau :

Profondeur de l'eau	Niveau de précision recommandé
Moins de 2 m	± 25 cm
2 à 10 m	± 50 cm
Plus de 10 m	± 1 m

La profondeur optique est une mesure de la transparence de l'eau. On peut la mesurer à l'aide d'un turbidimètre sur le terrain ou en laboratoire. On peut également se servir d'un disque de Secchi. Ce dispositif est un disque de 20 cm de diamètre dont deux quartiers opposés sont peints en blanc, les deux autres en noir. Le disque est attaché à un ruban étalonné. Pour mesurer la profondeur optique, le disque est mouillé dans un secteur ombragé et jusqu'à ce qu'il disparaisse de vue. Le disque est ensuite remonté vers la surface et la profondeur à laquelle il réapparaît est notée. Au moins deux mesures devraient être prises à chaque station d'échantillonnage, et l'estimation de la profondeur optique devrait être fondée sur la valeur médiane de ces mesures. Les mesures devraient être prises au milieu de journée sans porter des lunettes de soleil (Nielsen et Johnson, 1983).

Un examen sommaire des données sur la qualité de l'eau devrait être fait pendant l'échantillonnage afin de vérifier qu'aucune erreur de mesure ou d'enregistrement n'a été commise. En cas d'erreur due à l'instrument ou d'erreur d'échantillonnage, ceci permet de remplacer l'instrument défectueux ou d'en vérifier le fonctionnement. Il est recommandé d'inspecter quotidiennement tous les dispositifs d'échantillonnage et de mesure afin de s'assurer de leur bon fonctionnement et, au besoin, de les étalonner.

6.3.3 Prélèvement d'échantillons d'eau destinés aux analyses en laboratoire

Le prélèvement d'échantillons d'eau sur le terrain et leur expédition à un laboratoire pour analyse sont les deux activités majeures du programme de suivi de la qualité de l'eau et impliquent la mesure des concentrations de métaux, de nutrients, d'anions et de cations majeurs et de plusieurs autres paramètres généraux indiquant la qualité de l'eau.

La question de savoir s'il est préférable de mesurer les concentrations de métaux totaux ou celles des métaux dissous fait toujours l'objet d'un débat continu. Les spécialistes du Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impact en milieu aquatique (ETIMA) ont examiné cette question dans le but de déterminer :

- si les écarts entre les concentrations de métaux dans la zone exposée et la zone de référence sont plus marqués si les mesures portent sur les métaux totaux plutôt que sur les métaux dissous;
- si la décision de faire porter les mesures sur les métaux totaux plutôt que sur les métaux dissous influe sur l'intensité de la relation établie entre la chimie de l'eau et les effets biologiques observés dans le cours d'eau récepteur.

Dans les deux cas, les spécialistes de l'ETIMA ont conclu que le dosage des métaux totaux et celui des métaux dissous fournissaient des résultats comparables dans les sites considérés dans le cadre du programme. Ils ont cependant souligné les difficultés que pose la filtration sur le terrain des échantillons destinés au dosage des métaux dissous (cet exercice devant se dérouler dans une enceinte non contaminée), la manipulation des échantillons comportant un risque de contamination. En conséquence, les spécialistes de l'ETIMA (ESG, 1999) ont recommandé la mesure des concentrations de métaux totaux aux fins du suivi régulier. Sur la base de cette recommandation, le dosage des métaux ***totaux*** est exigé aux fins du suivi de la qualité de l'eau.

En général, les échantillons d'eau devraient être prélevés à deux profondeurs, soit dans la sous-surface (épilimnion) et près du fond (hypolimnion). Si la profondeur de l'eau est égale ou inférieure à 2 m, un prélèvement réalisé au milieu de la colonne d'eau ou à au moins 15 cm sous la surface de l'eau suffit. Les échantillons prélevés dans la sous-surface peuvent être recueillis manuellement directement dans la bouteille d'échantillonnage.

L'utilisation d'échantillonneurs non métalliques Van Dorn d'une capacité de 2 à 16 L ou Kemmerer d'une capacité de 0,5 à 8 L (ou d'un autre type, comme l'échantillonneur Niskin) facilite le prélèvement des échantillons à des profondeurs précises. Dans les cours d'eau, on peut se servir d'échantillonneurs intégrateurs de profondeur fournissant des échantillons représentatifs des concentrations de sédiments et des substances connexes en suspension. Ces échantillonneurs peuvent être utilisés à partir d'une embarcation, d'un pont ou d'une couche de glace. Pour des raisons de sécurité, ils doivent habituellement être manipulés par deux personnes. Si l'échantillonnage se déroule à de très grandes profondeurs, il est préférable d'utiliser un échantillonneur péristaltique. Quel que soit le type d'échantillonneur utilisé, le choix d'un dispositif comportant un revêtement en Teflon devrait être considéré.

Entre chaque prélèvement, l'échantillonneur devrait être soumis à un triple rinçage avec de l'eau de la station d'échantillonnage. En outre, il est recommandé d'échantillonner d'abord la zone de référence afin d'éviter la contamination de l'échantillonneur avec de l'eau provenant de la zone exposée. Avant d'entreprendre l'échantillonnage dans la zone exposée, l'échantillonneur devrait être rincé deux fois à l'acide nitrique faible de qualité

réactif, surtout lorsqu'il est impossible de terminer l'échantillonnage dans la zone de référence.

Au moment du prélèvement, il est important de se conformer le plus possible aux méthodes d'analyse ultratrace et protocoles d'échantillonnage d'eau appropriés suivants :

- effectuer l'échantillonnage en progressant de la station la moins contaminée à la station la plus contaminée;
- rincer trois fois les bouteilles de prélèvement et les bouchons avant chaque prélèvement;
- ne pas introduire d'agents de conservation dans les bouteilles avant les prélèvements;
- durant le prélèvement, orienter l'ouverture de la bouteille face au courant, de façon à ce que l'échantillon n'entre pas en contact avec la main qui tient la bouteille;
- porter des gants en latex ou en nitryle non doublés afin d'éviter la contamination de l'échantillon;
- durant le prélèvement, rabattre le bouchon de la bouteille vers le bas.

6.3.4 Manipulation, entreposage et analyse des échantillons pour le suivi de la qualité de l'eau

6.3.4.1 Manipulation et conservation des échantillons

Le tableau 6.2 présente les recommandations concernant la manipulation, les contenants et les agents de conservation qu'il convient d'appliquer selon les paramètres à mesurer. Il est à noter qu'on peut réduire le nombre d'échantillons à prélever en soumettant le contenu d'une bouteille d'échantillonnage à plusieurs analyses. Avant d'entreprendre l'échantillonnage, il importe d'examiner la liste des paramètres à mesurer avec les responsables du laboratoire afin de déterminer le nombre et le(les) type(s) des bouteilles à utiliser. Durant les prélèvements, il est utile de se munir d'une liste de contrôle semblable à celle présentée au tableau 6.3 indiquant les types de bouteilles, les analytes qui y seront entreposés et les agents de conservation qui y seront ajoutés, le cas échéant. Chaque fois qu'un échantillon est prélevé, une coche devrait être inscrite à l'endroit approprié sur la liste. Dans certaines situations, il peut être difficile de respecter la période de rétention maximale prescrite de sept à dix jours (cations et anions majeurs, nitrates/nitrites, carbone organique dissous). Si l'expédition d'échantillons d'eau est retardée mais que l'intégrité des échantillons est préservée, les résultats de l'analyse peuvent être considérés comme valides, l'agent d'autorisation devrait être avisé sans délai.

Types de bouteilles d'échantillonnage

Sous réserve des exceptions mentionnées au tableau 6.2, l'emploi de bouteilles en PEHD est fortement recommandé pour le prélèvement d'échantillons faisant l'objet d'une analyse chimique aux fins du suivi de la qualité de l'eau. Hall (1998) a conclu que les bouteilles en polyéthylène haute densité (PEHD) sont les moins sensibles à la contamination, en plus d'être les moins dispendieuses. De plus, ces bouteilles sont moins susceptibles de se briser que les bouteilles en verre. Il n'est pas nécessaire de nettoyer les bouteilles neuves à fond (un simple rinçage à l'eau désionisée suffit) avant de les utiliser. Toutefois, un rinçage avec du HNO_3 faible est recommandé (Hall, 1998). Tout laboratoire réputé devrait disposer de tels contenants.

Conservation des échantillons

Certains échantillons devraient être soumis à un procédé de conservation afin d'éviter que le transport et l'entreposage n'affectent la stabilité des composés à analyser ou d'éliminer les substances susceptibles de compromettre les analyses. Même lorsqu'elle n'est pas nécessaire, la conservation demeure souvent souhaitable, car elle permet de maintenir plus longtemps l'intégrité des échantillons avant l'analyse. Lorsqu'elle s'impose, la conservation devrait généralement être entreprise dès le prélèvement. Il convient toutefois de noter que la conservation d'échantillons sur le terrain comporte un risque important de contamination. Toutes les précautions devraient donc être prises pour assurer l'intégrité des échantillons.

Si la conservation des échantillons est effectuée à un niveau prédéterminé (pH, couleur), des moyens de détection comme un papier indicateur de pH à intervalle restreint, un pHmètre de poche ou portatif, une carte de comparaison des couleurs, etc. devraient être utilisés de façon à s'assurer que le niveau visé est effectivement atteint. L'utilisation de ces techniques ou dispositifs ne devrait pas entraîner la contamination des échantillons.

Une évaluation des méthodes de conservation des échantillons effectuée par Hall (1998) a révélé que l'acidification au HNO_3 à 0,4 % (ou pH < 2) permet de conserver la plupart des métaux présents dans les échantillons d'eau pendant au moins un mois à la température de la pièce. Le cas échéant, l'agent de conservation devrait être ajouté en quantités qui n'entraînent pas une dilution des échantillons. En général, la quantité utilisée représente moins de 1 % du volume total de l'échantillon. En outre, il est recommandé d'utiliser seulement des substances chimiques très pures de qualité réactif ou plus élevée pour éviter la contamination des échantillons. Dans le cas de l'acide nitrique concentré, la proportion à respecter est habituellement de 0,1 à 0,2 mL par 100 mL d'échantillon.

L'introduction avant le prélèvement d'un agent de conservation concentré dans la bouteille est **à éviter**, car cet agent peut provoquer la lixiviation des métaux des parois en plastique du contenant. Il convient d'en informer le laboratoire au moment de commander les bouteilles, car certains laboratoires fournissent des bouteilles pré-chargées.

Les échantillons d'eau destinés au dosage du mercure devraient être prélevés et conservés séparément. Le meilleur moyen d'en assurer l'intégrité consiste à y ajouter du BrCl à 0,5 %. En revanche, l'efficacité d'autres méthodes préconisant l'ajout de HCl à 2 % ou de $K_2Cr_2O_7$ à 0,04 % a été jugée douteuse (Hall, 1998).

MISE EN GARDE. Le traitement à l'acide des échantillons susceptibles de contenir des cyanures ou du soufre DOIT ÊTRE effectué dans un endroit bien ventilé.

Tous les contenants d'échantillons et agents de conservation requis devraient être fournis par le laboratoire chargé par contrat d'effectuer les analyses. De préférence, les bouteilles devraient être neuves et certifiées propres. Si l'on a recours à des bouteilles déjà utilisées, il importe de les nettoyer en employant une méthode documentée et d'utiliser un système de contrôle de numéros de lot et confirmer leur état de propreté à l'aide de blancs.

Tableau 6-2: Recommandations concernant la manipulation des échantillons d'eau (contenants, agents de conservation et durée d'entreposage) pour divers paramètres de la qualité de l'eau.

Paramètre	Type de contenant et taille d'échantillon recommandés	Agent de conservation (outre la réfrigération)	Durée d'entreposagemax imale[3]
Métaux totaux	500 mL, PEHD[1]	5 mL, acide nitrique à 20 %	6 mois
Métaux dissous	500 mL, PEHD	5 mL, acide nitrique à 20 % après filtration	6 mois
Mercure total	125 mL, verre	BrCl à 0,5 %	28 jours
Cations et anions majeurs (dont les fluorures)	1 L, PEHD	Aucun	7 jours
Total des solides en suspension	1 L, PEHD	Aucun	14 jours
Carbone organique total	250 mL, PEHD	H_2SO_4, pH<2	30 jours
Carbone organique dissous	100 mL, verre ambre avec bouchon à revêtement de TFE[2] ou PEHD	Filtre, 1 mL 1:1 acide sulfurique jusqu'à pH de 2	10 jours
Conductivité	1 L, PEHD	Aucun (mesurer *in situ* de préférence)	28 jours
PH	1 L, PEHD	Aucun (mesurer *in situ* de préférence)	14 jours
Dureté	1 L, PEHD	Aucun	6 mois
Alcalinité	1 L, PEHD	Aucun	14 jours
Acidité	1 L, PEHD	Aucun	14 jours
Oxygène dissous	125 mL, PEHD	Aucun (remplir jusqu'au bouchon)	Mesurer *in situ* si possible.
Turbidité	1 L, PEHD	Aucun	48 heures
Ammoniac-azote	500 mL, PEHD ou verre	2 mL, 1:1 acide sulfurique jusqu'à pH de 2	30 jours
Azote sous forme de nitrate	1 L, PEHD ou verre	Aucun	7 jours
Azote sous forme de nitrite	1 L, PEHD ou verre	Aucun	7 jours
Cyanure total	1 L, PEHD	10 mL, NaOH 6N	14 jours
Phosphore total	500 mL, PEHD ou verre	2 mL, 1:1 acide sulfurique jusqu'à pH de 2	30 jours
Radium 226	250 mL, PEHD	HNO_3, pH<2	30 jours
Sulfosels	1 L, PEHD	Congélation	7 jours

1 PEHD : polyéthylène haute densité; TFE : tétrafluoroéthylène.

2 TFE : tétrafluoréthylène

3 Durées maximales préconisées par l'EPA (Environmental Protection Agency, États-Unis), la SMID (Stratégie municipale et industrielle de dépollution) et des méthodes d'étude de sites contaminés.

Tableau 6-3: Exemple de liste de contrôle des exigences associées aux bouteilles en fonction des paramčtres ŕ mesurer aux fins du suivi de la qualité de l'eau

N° de la bouteille	Type de bouteille	Agent de conservation	Paramètre
1	125 mL, PEHD	HNO_3, pH<2	Métaux totaux
2	125 mL, verre	HNO_3 et BrCl	Mercure
3	1 L, PEHD	Aucun	Chimie générale : Cl, F, SO_4, NO_3, ions majeurs, sulfosels, TSS, teneur en oxygène dissous, dureté, pH, conductivité, alcalinité, acidité
4	125 mL, PEHD	NaOH, pH>12	Cyanure
5	250 mL, PEHD	H_2SO_4, pH<2	Ammoniac, carbone organique total, phosphore total
6	250 mL, PEHD	HNO_3, pH<2	Radium 226

6.3.4.2 Expédition et entreposage des échantillons

Immédiatement après leur prélèvement, les échantillons devraient être placés dans une glacière contenant des poches de glace hermétiques et expédiés au laboratoire le plus rapidement possible. Il est également recommandé de conserver les échantillons à 4 °C pendant l'expédition afin de prévenir le plus possible la dégradation des composants à analyser. Des poches de glace devraient être placées à cette fin dans les glacières utilisées pour l'expédition. Il est également recommandé de prévoir à l'avance la méthode de transport des échantillons en vue d'en accélérer l'expédition. Ces questions d'ordre logistique devraient être résolues avant la collecte des échantillons, surtout si l'échantillonnage a lieu dans une région éloignée.

Les analyses devraient être effectuées dans les délais d'entreposage approuvés (voir le tableau 6.2). Le délai d'entreposage désigne l'intervalle de temps entre la fin de l'échantillonnage (généralement 24 heures dans le cas des échantillons composites) et le début des analyses. Les échantillons devraient être entreposés le moins longtemps possible et dans des conditions prévenant le plus possible leur dégradation. Ils devraient être conservés à une température **supérieure à leur point de congélation** mais inférieure à 10 °C et protégés le plus possible de la lumière. Les échantillons ayant subi une digestion en prévision du dosage des métaux peuvent être conservés dans un contenant scellé et analysés dans les 30 jours qui suivent.

6.3.4.3 Exigences particulières relatives à l'échantillonnage pour certains groupes de substances chimiques

Cyanure et ammoniac : les échantillons renfermant de puissants agents oxydants (p. ex. chlore) devraient être neutralisés le plus rapidement possible après leur prélèvement afin de prévenir leur oxydation et leur dégradation.

Constance des méthodes : les techniques d'échantillonnage devraient être modifiées le moins possible. Une fois qu'une méthode efficace est choisie, elle devrait être conservée et modifiée que si c'est nécessaire.

6.3.4.4 Analyses des échantillons en laboratoire

Les analyses devraient être confiées à un laboratoire qualifié et exécutées par des personnes ayant reçu une formation appropriée, en présence de conditions faisant l'objet d'un contrôle de qualité et conformément à des modes opératoires normalisés. Les laboratoires chargés des analyses dans le cadre du programme d'ESEE du secteur minier devraient être accrédités par le Conseil canadien des normes par l'intermédiaire de l'Association canadienne des laboratoires d'analyse environnementale (ACLAE) ou du ministère de l'Environnement du Québec (MEQ). Ces organismes d'accréditation appliquent les normes de l'Organisation internationale de normalisation (ISO/CEI) portant sur le système qualité et les pratiques des laboratoires.

Les tableaux 6.4 et 6.5 énumèrent les méthodes d'analyse généralement acceptées ainsi que les limites de détection des instruments ou des méthodes. Même s'il peut être difficile d'obtenir les limites de détection prescrites dans certaines situations, il est recommandé que les mines visent ces limites. Au terme des trois premières années du programme d'ESEE, on réexaminera ces limites pour déterminer s'ils conviennent au milieu des mines.

Pour l'analyse des métaux, les méthodes combinant plasma inductif et spectromètre de masse, spectromètre d'émission atomique ou spectromètre optique sont couramment utilisées. La première de ces méthodes est celle qui convient le mieux à l'analyse de l'eau du fait de sa sensibilité, de la simplicité des spectres qu'elle produit et de sa capacité de fournir des données sur les isotopes et d'analyser plusieurs éléments. La spectrométrie d'absorption atomique en four de graphite est une technique sensible qui est également utilisée pour le dosage de métaux dans l'eau, mais elle comporte certains désavantages car elle permet l'analyse que d'un seul élément à la fois et les protocoles visant à réduire les interférences doivent être respectés à la lettre. Si le dosage vise un groupe ou ensemble de métaux, la spectrométrie de masse avec plasma induit constitue habituellement l'option la plus rentable.

Comme les concentrations des paramètres à analyser sont généralement plus élevées dans l'effluent que dans la zone exposée, il est possible d'utiliser des méthodes d'analyse qui conviennent à la caractérisation de l'effluent avec des limites de détection plus élevées.

Les méthodes suivantes peuvent également être utilisées pour le dosage des métaux dans l'eau : voltamétrie par strippage anodique, électrodes à membranes sélectives, résines échangeuses d'ions et chromatographie par échange d'ions. Une évaluation de ces méthodes effectuée dans le cadre du programme ETIMA a révélé qu'il est préférable de s'en tenir à la spectrométrie de masse avec plasma induit et à la spectrométrie d'absorption atomique pour le dosage des métaux jusqu'à ce que certaines d'autres options soient perfectionnées et validées (ESG, 1999).

Toutefois, la chromatographie par échange d'ions constitue une option de rechange valable pour le dosage des ions majeurs, en particulier si les analyses visent simultanément un ensemble d'anions. Cette technique présente certains avantages par rapport aux méthodes colorimétriques.

Les méthodes d'analyse choisies devraient respecter les recommandations présentées dans le présent document et tout autre objectif énoncé par la mine (ou par les intervenants agissant en son nom) ou par Environnement Canada. Le directeur du projet et le laboratoire sont chargés de fournir une liste des paramètres à mesurer et de certifier que les délais d'entreposage seront respectés. Le laboratoire et les méthodes d'analyse devraient être choisis et évalués avant l'échantillonnage afin de s'assurer que les exigences applicables à l'analyse des échantillons en laboratoire seront respectées.

Les méthodes d'analyse choisies devraient être généralement acceptées et couramment utilisées par les laboratoires canadiens. Le principe général sous-tendant la méthode choisie devrait avoir été évalué par des pairs et exposé dans plusieurs publications facilement accessibles au besoin.

Tableau 6-4: Limites de détection des méthodes recommandées pour le dosage des métaux dans les échantillons d'eau.

Paramètre (métaux totaux)	SM/PI[1] Méthode 3125 de l'APHA (LDI[2] µg/L)	SAAF[3] Méthode 3111 de l'APHA, sauf indication contraire (LDI µg/L)	SAAFG[4] Méthode 3113 de l'APHA (LDE[5] µg/L)	SO/PI[6] Méthode normalisée 2-2001 du LNEE[7], sauf indication contraire (LDM[8] mg/L)	SM/PI Série 200.8 (LDI µg/L)
Aluminium	0,03	0,1	3	0,002	0,05
Arsenic	0,025		1	0,0001 (2-2200 SE/PIHF[9])	0,9
Cadmium	0,003-0,006	0,002	0,1	0,0001	0,1
Cuivre	0,003-0,004	0,01	1	0,0002	0,03
Fer	Pas de méthode SM/PI	0,02	1	0,0004	Pas de méthode SM/PI
Plomb	0,005	0,05	1	0,005	0,08
Mercure		(Méthode 3112 de l'APHA; SAAVF[10])		(Méthode 2-2300 du LNEE; SAAVF)	0,2
Manganèse	0,002	0,01	0,2	0,002	0,1
Molybdène	0,003	0,1	1	0,003	0,1
Nickel	0,004-0,025	0,02	1	0,004-0,025	0,2
Sélénium	0,064-0,093		2	0,064-0,093 (on peut aussi utiliser la méthode 2-2200; SE/PIHF	5
Uranium	0,001-0,032			0,001-0,032	0,02
Zinc	0,017-0,020	0,005		0,017-0,020	0,02

1. SM/PI : spectrométrie de masse avec plasma induit.
2. LDI : limite de détection de l'instrument. Déterminée par le fabricant. Peut être différente de la LDM.
3. SAAF : spectrométrie d'absorption atomique par la flamme.
4. SAAFG : spectrométrie d'absorption atomique en four de graphite.
5. LDE : limite de détection estimée.
6. SO/PI : spectrométrie optique avec plasma induit.
7. LNEE : Laboratoire national des essais environnementaux.
8. LDM : limite de détection de la méthode.
9. SE/PIHF : spectroscopie d'émission avec plasma induit par haute fréquence.
10. SAAVF : spectrométrie d'absorption atomique en vapeur froide.

Tableau 6-5: Méthodes et limites de détection utilisées pour le dosage de divers paramètres de la qualité de l'eau.

Autres paramètres	Méthode du LNEE (LDM)	Description	Méthode normalisée de l'APHA (LDM)	Description
Calcium	1-1050 (0,02-0,1 mg/L)	Spectroscopie d'absorption atomique	3030/3120 (0,005-1 mg/L)	Digestion acide suivie de la spectroscopie d'émission avec plasma induit.
Chlorures	1-1070 (0,05 mg/L)	Méthode colorimétrique, thiocyanate ferrique	4110 B (0,1 mg/L)	Chromatographie d'échange d'ions avec suppression chimique de la conductivité de l'éluant.
Fluorures	1-1120 (0,01 mg/L)	Électrodes sélectives	4 500-F-C (0,05 mg/L)	Électrodes sélectives.
Magnésium	1-1140 (0,01-0,1 mg/L)	Spectroscopie d'absorption atomique	3030/3120 (0,005-1 mg/L)	Digestion acide suivie de la spectroscopie d'émission avec plasma induit.
Potassium	1-1220 (0,02 mg/L)	Photométrie de flamme	3030/3120 (0,005-1 mg/L)	Digestion acide suivie de la spectroscopie d'émission avec plasma induit.
Sodium	1-1240 (0,02 mg/L)	Photométrie de flamme	3030/3120 (0,005-1 mg/L)	Digestion acide suivie de la spectroscopie d'émission avec plasma induit.
Sulfates	1-1250 (0,2 mg/L)	Méthode colorimétrique, bleu de méthylthymol	4500-SO_4-E (0,5 mg/L)	Turbidimétrie.
Cyanure total			EPA 335.3 (0,001 mg/L)	Digestion et distillation automatiques à écoulement continu suivies de la colorimétrie.
Azote ammoniacal	1-1161 (0,001 mg/L)	Méthode colorimétrique, ion phénate	4500-NH_3-F (0,005 mg/L)	Méthode de l'ion phénate. Certains échantillons d'eau devraient être distillés. Mesure manuelle du bleu d'indophénol à 630 nm.
Azote sous forme de-nitrate	1-1182 (0,001 mg/L)	Réduction au cadmium	APHA-NO_2-B (0,006 mg/L)	Méthode colorimétrique. Le dosage du nitrite est réalisé par ajout de réactifs formant un colorant azoïque; mesure de la couleur à 520 nm.
Total des solides en suspension (TSS)			APHA 2540 D (10 mg/L)	Filtration de l'échantillon dans un filtre Whatman en fibre de verre GFC lavé, séché et prélavé, puis séchage des solides à 105 °. Détermination du changement de poids dans le filtre par gravimétrie.

* Limite de contrôle (± 3 écarts-types) fondée sur la récupération de substituts d'échantillons composites dopés.

Tableau 6.5 Méthodes et limites de détection utilisées pour le dosage de divers paramètres de la qualité de l'eau (suite).

Autres paramètres	Méthode du LNEE (LDM)	Description	Méthode normalisée de l'APHA (LDM)	Description
Carbone organique total (COT)			APHA 5310 (1 mg/L)	Préparation : acidifier à un pH de 2 et purger à l'azote pour éliminer le carbone organique. Combustion à haute température avec détection infrarouge du CO_2.
Carbone organique dissous (COD)			APHA 5310 B (1 mg/L)	Préparation : acidifier à un pH de 2 et purger à l'azote pour éliminer le carbone organique. Passer dans un filtre à pores de 0,45 µm de diamètre et analyser le filtrat. Combustion à haute température avec détection infrarouge du CO_2.
Phosphore total	1-1190 (0,0002 mg/L)	Méthode colorimétrique, chlorure stanneux	APHA 4500-P-B-E (0,002 mg/L)	Digestion à l'acide sulfurique/nitrique ou au persulfate suivi d'un traitement à l'acide ascorbique.
Dureté totale	1-1130 (S/O)	Calculée	APHA 2340 B (NA)	Méthode de calcul basée sur les concentrations de Ca et de Mg (c.-à-d. cations).
PH	1-1600 (NA*)	Méthode électrométrique	APHA 4500-H, B (NA)	Méthode électrométrique.
Conductivité	1-1800 (0,2 µS/cm)	Cellule de conductance à pont de Wheatstone	APHA 2510 B (0,2 µS/cm)	Méthode de laboratoire faisant appel à un conductivimètre.
Alcalinité	1-1030 (0,1 mg/L)	Titrage par conductimétrie	APHA 2320 B (5 mg/L)	Méthode de titrage.
Acidité	1-1001 (0,1 mg/L)	Titrage par électrométrie	APHA 2310 B (5 mg/L)	Méthode de titrage.
Radium 226[1]	0,01 Bq/L	spectromètre, émanation de radon, comptage de particules alpha		Co-précipitation avec $BaSo_4$

* Limite de contrôle (± 3 écarts-types) fondée sur la récupération de substituts d'échantillons composites dopés.

1. Méthodes et limite de détection recommandés aux fins du suivi de l'effluent. À vérifier pour le suivi de la qualité de l'eau.

6.3.5 Comparaison des données de qualité de l'eau entre la zone exposée et la zone de référence

6.3.5.1 Comparaison des résultats

Le rapport de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau devrait inclure une comparaison des données de qualité de l'eau entre la zone exposée et la zone de référence. Cette comparaison devrait porter sur tous les paramètres mesurés aux fins du suivi de la qualité de l'eau, en particulier ceux pour lesquels des différences supérieures à un facteur deux ont été relevées entre la zone exposée et les zones de référence.

Le choix du facteur deux pour la mesure du dépassement des concentrations par rapport à la zone de référence a pour but de mesurer les véritables différences dans les concentrations entre la zone exposée et la zone de référence, et non simplement les différences qui peuvent être attribuées à des facteurs comme de faibles concentrations des contaminants ciblés, la variabilité propre à l'analyse, la taille minime des échantillons (n = 4) et la variabilité saisonnière. Aux sites où la zone de référence se trouve dans un plan d'eau ou un bassin hydrographique différent de celui où se trouve la zone exposée, il se peut que le facteur deux ne s'applique pas.

Pour déterminer si les concentrations diffèrent entre la zone exposée et la zone de référence, il faut examiner la valeur médiane d'au moins quatre échantillons prélevés sur une période de 12 mois aux mêmes endroits dans la zone exposée et de référence. La valeur médiane d'un ensemble de n mesures $y_1, y_2, y_3, \ldots y_n$ est définie comme la valeur de y occupant la position centrale de la distribution lorsque les mesures sont classées par ordre de grandeur. Si le nombre de mesures est un chiffre pair, la médiane correspond à la valeur de y qui se trouve à entre les deux valeurs centrales. Si le nombre de données est plus élevé ($n >> 4$), on peut utiliser un test statistique (p. ex. moyenne ou médiane supérieure à l'intervalle de confiance de 95 % ou à deux écarts-types) pour déterminer si les concentrations dans la zone exposée sont supérieures à celles mesurées dans la zone de référence. Si l'on dispose pour la zone exposée de données acceptables sur la qualité de l'eau avant l'exploitation minière, on peut les utiliser comme base de comparaison.

Lorsque l'écart relevé entre les deux zones dépasse un facteur deux, la mine est encouragée à estimer et à signaler la portée géographique de ces différences en se fondant sur le suivi élargit de la qualité de l'eau ou en recourant à la modélisation. Toutefois, avant d'estimer sur quelle superficie ces différences se manifestent, il importe de prendre les facteurs suivants en considération :

1) *Objectifs de qualité de l'eau propres au site.* Si un objectif de qualité de l'eau propre au site existe pour un paramètre particulier et si cet objectif est dépassé dans la zone exposée, l'étendue sur laquelle ce dépassement s'observe devrait être déterminée, quelle que soit la concentration dans la zone de référence.

2) *Recommandations pour la qualité de eau.* S'il existe des recommandations pour la qualité des eaux visant un paramètre particulier et que la concentration de ce paramètre dans la zone exposée dépasse par plus d'un facteur deux les concentrations mesurées dans la zone de référence ainsi que les recommandations pour la qualité de eau, l'étendue sur laquelle ce dépassement s'observe devrait être déterminée.

   Les recommandations en matière de qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) sont présentées au tableau 6.6. Plusieurs provinces ont formulé des recommandations similaires. Dans les cas où des recommandations provinciales ont aussi été établies pour la qualité de l'eau, la préséance leur est accordée mais les écarts par rapport aux recommandations du CCME devraient également être signalés.

3) *Limites de détection.* Lorsque la recommandation générale pour la qualité de l'eau est proche de la limite de détection de la méthode d'analyse et que les concentrations du paramètre considéré dans la zone à l'étude s'approchent de cette recommandation, il se peut qu'une différence équivalant à un facteur deux ne soit pas significative (étant donné le degré d'incertitude de l'analyse à un niveau proche de la limite de détection). En pareilles circonstances, il convient de consulter l'agent d'autorisation. McQuaker (1999) présente une comparaison des limites de détection possibles lorsqu'il existe des recommandations générales pour la qualité de l'eau, et, pour la plupart des paramètres, il existe des limites de détection de la méthode considérablement inférieures à celles indiquées dans les recommandations pour la qualité de l'eau (RQE) (ratio LDM/RQE d'au moins 1:10). Toutefois, McQuaker a conclu que, pour certains paramètres (arsenic, cadmium, mercure, sélénium, argent et cyanure), il n'est pas possible actuellement d'obtenir une LDM au moins dix fois moindre que celle indiquée dans les RQE et qu'on ne pourrait peut-être pas en trouver commercialement. À mesure que le ratio LDM/RQE diminue, l'incertitude des mesures augmente; au-delà d'un ratio de 1:2, les résultats obtenus ne sont pas considérés comme statistiquement significatifs.

4) *pH.* Dans le cas du pH, une différence équivalant à un facteur deux n'est pas significative, étant donné que l'échelle du pH est logarithmique. Si une recommandation relative au pH existe pour un site particulier et si la valeur de pH mesurée dans la zone exposée tombe à l'extérieur de l'intervalle spécifié dans cette recommandation, il convient de déterminer sur quelle étendue géographique les valeurs de pH demeurent à l'extérieur de cet intervalle. Si aucune recommandation relative au pH n'existe pour un site particulier et si la valeur de pH mesurée dans la zone exposée s'écarte de plus de 0,5 unité de la valeur de pH mesurée dans la zone de référence et tombe à l'extérieur de l'intervalle spécifié dans des recommandations pour la qualité de l'eau (p. ex. intervalle de 6,5 à 9,0 spécifié dans les recommandations du CCME), l'étendue géographique de superficie de la zone exposée sur laquelle le pH s'écarte de plus de 0,5 unité de la valeur mesurée dans la zone de référence devrait être déterminée.
5) *Emplacement de la zone de référence.* Dans les sites où la zone de référence se trouve dans un plan d'eau ou bassin hydrographique différent de celui où se trouve la zone

exposée, le critère des différences équivalant à un facteur deux peut ne pas s'appliquer. En cas de doute, il est recommandé de consulter l'agent d'autorisation.

6.3.5.2 Estimation de l'étendue de la zone de concentrations élevées

On peut recourir à l'une ou l'autre des deux méthodes suivantes pour estimer l'étendue de la zone à l'intérieur de laquelle les concentrations sont élevées :

- mesures directes;
- modélisation.

Tableau 6-6: Sommaire des recommandations pour la qualité de l'eau formulées par le CCME pour la protection des organismes aquatiques et applicables aux principaux paramètres mesurés dans le cadre du programme d'ESEE.

Paramètre	Recommandation pour la qualité de l'eau du CCME (µg/L)	Paramètre	Recommandation pour la qualité de l'eau du CCME (µg/L)
Arsenic	5,0	Aluminium	5 à un pH < 6,5; [$CaCO_3$] < 4 mg/L; COD < 2,0 mg/L
Cuivre	2 à H[1] = 0-120 mg/L (1) 3 à H = 120-180 mg/L 4 à H > 180 mg/L		100 à un pH ≥ 6,5; [Ca^{2+}] ≥ 4.0 mg/L; COD ≥ 2,0 mg/L
		Cadmium	0,017[2] à H = 48,5 mg/L
Plomb	1 à H = 0-60 mg/L 2 à H = 60-120 mg/L 4 à H = 120-180 mg/L 7 à H > 180 mg/L	Fer	300
		Mercure	0,1
Nickel	25 à H = 0 - 60 mg/L 65 à H = 60 - 120 mg/L 110 à H = 120 - 180 mg/L 150 à H > 180 mg/L	Molybdène	73
		Azote ammoniacal	Pour l'ammoniac total 1 370 à un pH de 8,0; 10°C 2 200 à un pH de 6,5; 10°C
Zinc	30		
Radium 226	Aucune recommandation du CCME	Nitrate/nitrite	60 (nitrite)
Cyanure total	5 (sous forme de CN libre)		
		Manganèse	Aucune recommandation du CCME
PH	6,5 à 9,0		
		Sélénium	1
Total des solides en suspension	Recommandations fondées sur un accroissement par rapport aux conditions de base.		
		Uranium	Aucune recommandation du CCME
		Fluorure	Aucune recommandation du CCME
		Phosphore total	Aucune recommandation du CCME

1 H = dureté sous la forme de CaCO3

2 La recommandation relative au cadmium varie en fonction de la dureté de l'eau selon la formule suivante :

recommandation = $10^{[0,86[\log(\text{dureté})] - 3,2]}$

1) Mesure directe

Pour utiliser la méthode de mesures directes, il le nombre de stations dans la zone exposée d'échantillonnage devrait être augmenté afin de déterminer à partir de quel point les concentrations du ou des contaminants préoccupants cessent d'y être plus élevées. Le nombre de stations additionnelles requises à cette fin est normalement établi en fonction

des caractéristiques propres au site, mais en général au moins trois stations seraient requises, soit :

- la station utilisée dans la zone exposée pour le suivi de la qualité de l'eau;
- au moins deux autres stations plus éloignées bordant l'endroit dans la zone exposée où l'on s'attend à ce que les concentrations du ou des contaminants préoccupants cessent d'être élevées.

2) Modélisation

Si l'on connaît bien les fluctuations saisonnières des concentrations du contaminant préoccupant dans l'effluent et la zone exposée ainsi que celles des débits de l'effluent et du milieu récepteur, on peut prévoir l'endroit à l'intérieur de la zone exposée où l'on s'attend à ce que les concentrations cessent d'être plus élevées.

6.4 Assurance et contrôle de la qualité pour le suivi de la qualité de l'eau

L'assurance et le contrôle de la qualité (AQ/CQ) forment un système documenté intégrant l'examen, la vérification et le contrôle interne de la qualité. Le programme d'AQ/CQ a pour objet de veiller à ce que toutes les activités d'échantillonnage sur le terrain et d'analyse en laboratoire produisent des résultats valables sur les plans technique et scientifique.

L'assurance de la qualité est un système planifié d'opérations et de procédures destiné à garantir au client le respect de normes de qualité établies. Appliquée aux analyses, l'assurance de la qualité précise la façon dont les tâches sont exécutées de manière à ce que les données satisfassent à des objectifs pré-établis de qualité. Ces tâches englobent non seulement les analyses, mais aussi tous les aspects de la manipulation des échantillons et de la gestion des données.

Le contrôle de la qualité est un aspect interne de l'assurance de la qualité et vise les destinées à assurer la mise en œuvre du plan d'assurance de la qualité. Il inclut les techniques utilisées pour mesurer et évaluer la qualité des données de même que les mesures correctrices prévues lorsque les objectifs de qualité des données ne sont pas atteints. Les activités de contrôle de la qualité visent à faire en sorte que la qualité des résultats soit conforme aux attentes du client. L'établissement d'objectifs de qualité des données et de modes opératoires normalisés s'appliquant aux travaux de terrain et de laboratoire sont des mesures précises de contrôle de la qualité.

6.4.1 Modes opératoires normalisés

Les modes opératoires normalisés constituent un élément fondamental de tout programme d'AQ/CQ. Pour assurer le contrôle de la qualité , toutes les activités sur le terrain et en laboratoire devraient se dérouler conformément aux modes opératoires normalisés. Les modes opératoires normalisés devraient contenir une description détaillée des éléments suivants :

- sur le terrain : méthodes et procédures d'échantillonnage, manipulation, étiquetage, conservation et expédition des échantillons, équipement et tenue de registres;
- en laboratoire : méthodes et procédures d'analyse, manipulation et étiquetage des échantillons, équipement, mise en œuvre des systèmes d'essai, tenue de registres, etc.

Chaque mode opératoire normalisé devrait être mis à la disposition de tous les analystes sous forme de document écrit. Les modes opératoires normalisés devraient être fondés sur des procédures élaborées par des organismes de normalisation comme Environnement Canada, l'US EPA (Environmental Protection Agency des États-Unis), l'American Society for Testing and Material (ASTM) et l'American Public Health Association (APHA). Lorsque des méthodes n'ont pas fait l'objet d'une validation poussée, le mode opératoire normalisé devrait contenir des renvois complets à la documentation pertinente et, le cas échéant, tous les éléments énoncés par l'Association canadienne des laboratoires d'analyse environnementale Inc. (ACLAE) (CAEAL, 1991). Les données de validation internes devraient être annexées aux modes opératoires normalisés et englober les procédures d'AQ/CQ, notamment les types d'échantillons destinés aux analyses de contrôle de la qualité et la fréquence de ces analyses, les degrés de précision et d'exactitude et les taux de récupération attendus et les limites de détection des méthodes.

Les méthodes d'analyse chimique sont généralement assez bien documentées mais ce n'est souvent pas le cas des méthodes d'échantillonnage en général et des plans d'échantillonnage en particulier. L'erreur d'échantillonnage est habituellement responsable d'une grande part, et souvent en plus grande partie de l'incertitude inhérente aux mesures environnementales. L'inclusion des opérations sur le terrain dans les modes opératoires normalisés contribue à réduire cette incertitude ou, à tout le moins, à la quantifier.

Une attention particulière devrait être accordée aux mesures destinées à prévenir la contamination accidentelle des échantillons et à en préserver l'intégrité. En outre, les modes opératoires normalisés devraient contenir des instructions concernant la préparation des dispositifs et fournitures d'échantillonnage et l'étalonnage de tous les instruments (p. ex. instruments de mesure).

6.4.2 Aspects généraux du contrôle de la qualité sur le terrain

Le contrôle de la qualité des programmes d'échantillonnage sur le terrain englobe les aspects généraux suivants :

- toutes les personnes participant à l'échantillonnage sur le terrain devraient avoir reçu une formation appropriée;
- les méthodes d'échantillonnage devraient être utilisées de façon uniforme dans tous les sites et tout au long de l'étude;
- l'échantillonnage devrait se dérouler selon des modes opératoires normalisés accessibles au personnel durant toute la durée des travaux sur le terrain;
- l'équipement d'échantillonnage devrait convenir à l'habitat étudié, être nettoyé correctement et accompagné de la documentation appropriée (c.-à-d. manuel d'utilisation, calendrier d'étalonnage et d'entretien);
- tous les échantillons devraient être identifiés au moyen d'une étiquette indiquant la date et le lieu du prélèvement, le type et le numéro d'échantillon et le nom de l'échantillonneur;
- les échantillons devraient être placés dans les contenants appropriés, avec l'agent de conservation ou le fixatif approprié s'il y a lieu;
- les techniciens de terrain devraient prendre des notes détaillées avec des stylos à encre indélébile et des carnets imperméables;
- le personnel devrait utiliser des formulaires de chaîne de conservation et de présentation d'échantillons ainsi que des sceaux pour les échantillons contenant des contaminants;
- le personnel devrait employer les méthodes d'expédition et d'entreposage appropriées;
- des formulaires de prélèvement normalisés devraient être utilisés durant les travaux sur le terrain.

6.4.3 Assurance de la qualité sur le terrain

Plusieurs mécanismes différents devraient être utilisés pour l'assurance de la qualité des activités de terrain se rattachant au suivi de la qualité de l'eau : lectures en double, comparaison des lectures avec des étalons connus, prélèvement d'échantillons de profils pour évaluer les analyses et évaluation d'autres paramètres à l'aide d'équipements alternatifs (instrument de mesure de la conductivité, de la température et de la profondeur Hanna, thermomètre, etc.).

De nombreux facteurs peuvent compromettre la qualité des données. Parmi les plus fréquents, mentionnons les erreurs dues à l'étiquetage ou à l'interversion des bouteilles, la non-utilisation d'agent de conservation, les conditions inappropriées d'entreposage des échantillons, la contamination des échantillons par l'équipemen d'échantillonnage et le dépassement des durées de conservation maximales. Chaque échantillon devrait être

identifié à l'aide d'une étiquette permettant de le distinguer des autres échantillons. Les informations requises devraient être inscrites à l'encre indélébile sur des étiquettes posées sur les contenants de manière qu'elles ne tombent pas si elles sont mouillées ou transportées.

La tenue d'un registre de terrain fait partie intégrante du programme d'échantillonnage et forme la base du rapport d'échantillonnage. Son contenu est souvent très utile pour l'interprétation des données de laboratoire. Il importe de noter dans ce registre toutes les modifications apportées au plan d'échantillonnage et toutes autres observations pertinentes concernant les échantillons ou les lieux d'échantillonnage. Les lacunes courantes liées à l'utilisation des registres de terrain incluent l'absence de notes de planification, le manque de notes prises au moment même où les événements se produisent ou les entrées non signées ou datées et l'inscription de notes illisibles.

6.4.4 Assurance de la qualité durant la manipulation, le transport et l'entreposage des échantillons

L'ACLAE (1991) a formulé les recommandations suivantes concernant l'assurance de la qualité durant la manipulation, le transport et l'entreposage des échantillons.

a) ***Chaîne de possession.*** Des formulaires de chaîne de possession devraient être utilisés pour le transport des échantillons, surtout dans les cas où plusieurs intervenants participent au prélèvement, au transport et à l'analyse des échantillons. La figure 6.1 présente un spécimen de formulaire de chaîne de possession.

b) ***Inspection des échantillons.*** L'état de chaque échantillon devrait être noté au moment de sa réception, et le moindre écart par rapport aux conditions exigées devrait être consigné dans un registre ou fichier électronique. Les agents appropriés devraient être ajoutés au moment de la réception aux échantillons soumis sans agents de conservation, et un registre des méthodes de conservation utilisées devrait être tenu (il est cependant préférable d'assurer la conservation des échantillons dès leur prélèvement sur le terrain.).

c) ***Suivi des échantillons.*** Un numéro ou code d'identification devrait être attribué à chaque échantillon à des fins de suivi. Ce mécanisme de suivi des échantillons devrait identifier les échantillons et leur source et préciser les dates de réception et des analyses, les dates d'échéance et autres renseignements pertinents. Les laboratoires qui traitent un grand nombre d'échantillons provenant de différents clients devraient se doter d'un système informatisé de gestion de l'information pour le suivi des échantillons.

d) ***Entreposage des échantillons.*** Les échantillons devraient être entreposés dans un endroit précis, dans un réfrigérateur ou une autre installation dont l'accès est restreint au personnel autorisé. Ils devraient être conservés à 4 °C (±2 °C), s'il y a lieu, et

retirés uniquement à des fins d'inspection, de consignation de renseignements et d'analyse. La température dans le réfrigérateur devrait être mesurée et notée quotidiennement.

Figure 6-1: Spécimen de formulaire de chaîne de possession (adapté de l'exemple présenté dans US EPA, 1988)

Étude				Préposés aux prélèvements (signatures)					
Numéro de la station	Emplacement de la station	Date	Heure	Type d'échantillon - Eau		Agent de conservation ajouté (initialement)	N° d'ordre	N^bre de contenants	Analyse requise
				Com-posite	Instan-tané				
Remis par (signature)			Reçu par (signature)					Date/heure	
Remis par (signature)			Reçu par (signature)					Date/heure	
Remis par (signature)			Reçu par (signature)					Date/heure	
Remis par (signature)			Reçu par (signature)					Date/heure	
Expédié par (signature)		Date/heure	Reçu au laboratoire par					Date/heure	
Méthode de transport :									
L'original du formulaire devrait accompagner les échantillons. Une copie devrait être conservée au dossier de terrain du coordonnateur de l'étude.									

6.4.5 Utilisation de blancs et de réplicats

L'utilisation de blancs et de réplicats sur le terrain et en laboratoire est un élément important du programme de contrôle de la qualité (CQ).

Il est essentiel d'utiliser des blancs et des réplicats tout au long de l'exécution des travaux sur le terrain comportant le prélèvement d'échantillons d'eau. Sur le terrain, les échantillons de CQ permettent de vérifier si des erreurs ont été commises durant l'échantillonnage et, le cas échéant, d'apporter les correctifs qui s'imposent. Ils se distinguent des échantillons de CQ utilisés en laboratoire en ce qu'ils permettent de mesurer les effets de l'échantillonnage plutôt que les effets des procédures de laboratoire.

Les blancs de terrain ont pour objet de vérifier si les échantillons ont été contaminés par une des nombreuses sources potentielles de contamination : contenants d'échantillons, bouchons, agents de conservation, équipement, papier filtre (dans le cas des échantillons qui doivent être filtrés), air ambiant, techniques d'échantillonnage et analyse. Ces blancs, constitués d'eau Milli-Q fournie par le laboratoire responsable des analyses, sont transportés sur le terrain et soumis aux mêmes procédures de prélèvement, de manipulation et de traitement que les échantillons destinés aux analyses (p. ex., transfert dans un contenant d'échantillon, conservation et exposition à l'environnement). Ils sont ensuite transportés, entreposés et analysés selon les mêmes méthodes que les échantillons de terrain destinés aux analyses (McQuaker, 1999).

Il convient également de prélever des échantillons en double (réplicats) pour vérifier les résultats des analyses et la fiabilité de l'équipement. Les réplicats de terrain permettent d'évaluer l'homogénéité du site d'échantillonnage et la constance de l'équipement d'échantillonnage. Ce sont des échantillons entièrement distincts, et non les produits de la division d'un échantillon dans deux contenants. Les réplicats de terrain devraient être traités comme s'il s'agissait d'échantillons en aveugle et ne sont pas identifiés comme tels au laboratoire.

Le dernier type d'échantillon utilisé à des fins de CQ est le blanc de transport. Ce type de blanc sert à vérifier la présence d'une contamination éventuelle par les contenants d'échantillon, les bouchons et les agents de conservation durant le transport, l'entreposage et l'analyse. Un blanc de transport consiste en un contenant rempli d'eau Milli-Q en laboratoire et qui est soumis au même traitement de conservation que les échantillons destinés à l'analyse. Les blancs de transport sont transportés sur le terrain avec les autres contenants d'échantillon puis retournés sans avoir été ouverts au laboratoire avec les échantillons prélevés. Au laboratoire, ils sont ouverts, et leur contenu est soumis aux mêmes analyses que les échantillons de terrain (McQuaker, 1999).

Les blancs de terrain et de transport ainsi que les réplicats de terrain devraient représenter 5 à 10 % du nombre total d'échantillons. Par exemple, si des prélèvements sont effectués à 10 stations de suivi de la qualité de l'eau, un blanc de chaque type d'échantillon de CQ serait requis. On peut augmenter cette proportion au besoin pour apprécier les erreurs

attribuables à l'échantillonnage et l'homogénéité de la matrice d'échantillonnage. Si l'on n'utilise pas de blancs de transport et de terrain aux fins du CQ, toute inexactitude due à l'échantillonnage passera inaperçue ou sera imputée à tort au laboratoire chargé des analyses. De plus amples renseignements sur l'utilisation de blancs et de réplicats en laboratoire sont présentés à la section 6.4.8. Le tableau 6.7 résume les utilisations recommandées des blancs et des réplicats sur le terrain et en laboratoire dans le cadre des programmes d'échantillonnage de plus grande envergure. Pour les programmes d'échantillonnage courants prévoyant le prélèvement d'échantillons dans deux stations, l'une dans la zone exposée et l'autre dans la zone de référence, il est recommandé de soumettre un seul blanc de terrain avec les échantillons à analyser. Dans ce cas, le laboratoire devrait analyser les échantillons par lots, en même temps que les échantillons soumis par d'autres clients. Le laboratoire devrait alors assurer le CQ interne nécessaire par rapport à l'ensemble du lot analysé.

Tableau 6-7: Sommaire des utilisations recommandées des blancs et des réplicats sur le terrain et en laboratoire (les valeurs indiquées sont prévues pour un lot de 20 échantillons).

Paramètre	N^bre d'échantillons	CQ - interne ou terrain	Limites de contrôle	Description
Blanc de terrain	1	Terrain		Vérifier si les échantillons ont été contaminés pendant leur manipulation. Un blanc par jour par matrice.
Blanc de transport	1	Terrain		Vérifier si la validité de la conservation et les conditions d'entreposage des échantillons ont été effectués en présence de conditions appropriées. Un blanc par jour par matrice.
Réplicat de terrain	1	Terrain		Évaluer l'homogénéité des lieux d'échantillonnage et la constance de la méthode et de l'équipement d'échantillonnage.
Blanc de méthode	1	Interne	< LD ou < 0,1 % de la concentration dans l'échantillon	Vérifier si les échantillons ont été contaminés par les réactifs et les procédures[a]
Réplicat de laboratoire	1	Interne		Vérifier la précision de l'échantillonnage. Un blanc par jour par type de matrice.[a]
Verrerie	1	Interne	< LD ou < 0,1 % de la concentration dans l'échantillon	Vérifier si la verrerie de laboratoire utilisée durant le traitement a été contaminée[a].
Matériau de référence étalon (MRE)	1	Interne		Vérifier la précision de la méthode[a].
Matrice dopée	1	Interne	75 à 125 %	Option de rechange au MRE[b].
Contrôle d'étalonnage :				
à l'intérieur d'une série d'analyses (blanc et étalon intermédiaire)	1	Interne	Dérive maximale de 10 %	Le contrôle statistique de l'étalonnage peut être assuré entre les séries d'analyses au moyen de deux étalons de contrôle, A et B, et à l'intérieur d'une série d'analyses au moyen de blancs et d'étalons intermédiaires (King, 1976).
entre les séries d'analyses (20 % et 80 % sur toute l'échelle)	2 par lot	Interne	± 5 % de la valeur cible	

[a] Intrinsèque à chaque lot de 20 échantillons.
[b] Peut être utilisé en remplacement du MRE si le MRE n'est pas disponible.

6.4.6 Aspects généraux du contrôle de la qualité en laboratoire

Le contrôle de la qualité des analyses en laboratoire des échantillons d'eau comporte les aspects généraux suivants :

- les données devraient être vérifiées et validées par des vérifications de la transcription; les données chimiques seront vérifiées par rapport aux rapports d'AQ du laboratoire accompagnant les données;
- les analyses des données seront répétables, robustes et faire l'objet de contre-vérifications par rapport aux objectifs de qualité des données;
- les analyses des données seront rigoureuses et valides, et toutes les analyses statistiques et les transformations de données seront justifiées.

6.4.7 Précisions sur les aspects du contrôle de la qualité des analyses en laboratoire

Les procédures de contrôle de la qualité des analyses sont conçues pour assurer le contrôle statistique de l'étalonnage, de la précision, de l'exactitude et du biais ainsi que de la récupération (CAEAL, 1991).

Le contrôle statistique de ces paramètres peut être assuré à l'aide d'échantillons de contrôle d'une qualité prédéterminée durant chaque série d'analyses (voir le tableau 6.7). Les résultats de l'analyse de ces échantillons de CQ sont comparés statistiquement à des intervalles de confiance établis à partir de données historiques. Ces intervalles de confiance, ou limites de contrôle, correspondent généralement à trois écarts-types par rapport à la moyenne de la variable contrôlée. Les limites d'alarme sont couramment fixées à deux écarts-types par rapport à cette moyenne. Les indicateurs de résultats excédant les limites de contrôle sont les suivants :

- deux résultats successifs d'analyse de blancs de méthodes, de réplicats de laboratoire, de matériaux de référence étalons, de blancs dopés, d'échantillons de contrôle de l'étalonnage ou de substituts organiques;
- un de ces résultats excédant les limites de contrôle.

Les données de CQ peuvent être reportées sur des diagrammes de contrôle illustrant leur répartition en fonction du temps ou de séries d'analyses consécutives. Ces diagrammes font ressortir des tendances temporelles, le cas échéant, et fournissent une indication graphique du contrôle statistique à long terme de l'analyse. Les limites de contrôle et les diagrammes de contrôle sont décrits en détail dans ASTM (1986).

6.4.7.1 Bonnes pratiques de laboratoire

Toutes les procédures de laboratoire devraient se dérouler dans le respect de bonnes pratiques de laboratoire (BPL) bien établies. Une liste succincte des pratiques recommandées est présentée ci-dessous. On trouvera une description détaillée des BPL dans ELAP (1988) :

- Tenir un registre des méthodes utilisées pour la préparation des réactifs. Apposer sur les contenants de réactifs une étiquette indiquant le nom du réactif, la date de la préparation, la date d'expiration et le nom de la personne chargée de la préparation.
- Entretenir régulièrement les instruments et tenir un registre des procédures d'entretien.
- Veiller à ce qu'un mode d'instruction soit accessible sous une forme écrite pour chaque instrument.
- Veiller à ce que le nettoyage de la verrerie et des contenants soit effectué selon des procédures normalisées.
- Vérifier régulièrement la pureté de l'eau distillée et documenter les résultats de ces vérifications. La pureté de l'eau distillée/désionisée devrait être vérifiée au moins une fois par jour à l'aide d'un conductivimètre.
- Veiller à ce que la pureté des réactifs respecte les exigences de chaque méthode d'analyse.
- Entreposer les réactifs et les solvants conformément aux instructions des fabricants.
- Vérifier les étalons de travail et les solutions de réserve afin de détecter d'éventuelles variations de concentration.
- Préparer et normaliser les réactifs en se fondant sur les matériaux de référence principaux.
- Vérifier quotidiennement la température dans tous les réfrigérateurs et incubateurs et noter les fluctuations éventuelles de température.
- Munir chaque four d'un thermomètre et vérifier la température de chaque four avant et après chaque utilisation.
- Utiliser seulement la verrerie volumétrique appropriée.
- NRemplacer les bouteilles de gaz dès que leur pression interne s'abaisse à 700-1400 kPa.
- Veiller à ce que les techniciens de laboratoire aient reçu une formation appropriée sur les méthodes d'analyse en laboratoire, en particulier sur celle dont il ont la charge.

6.4.7.2 Contrôle d'étalonnage

Le contrôle statistique de l'étalonnage entre les séries d'analyses peut être confirmé à l'aide de deux étalons de contrôle (A et B). Pour le contrôle statistique de l'étalonnage à l'intérieur d'une série d'analyses, il faut utiliser des blancs et des étalons intermédiaires.

a) ***Contrôle d'étalonnage entre les séries d'analyses.*** Deux étalons de contrôle, A et B, peuvent être utilisés pour l'analyse et le contrôle des variations de l'étalonnage entre les séries d'analyses, une fois au début de chaque série. Ces étalons sont constitués et conservés indépendamment des étalons d'étalonnage et correspondent habituellement à environ 80 % et 20 % respectivement de l'échelle totale. Les résultats sont accumulés sur un grand nombre de séries d'analyses, et les sommes (A + B) et les différences (A - B) sont portées sur des diagrammes de contrôle. Si l'on décèle un écart important entre la somme (A + B) et la moyenne historique durant une série d'analyses, cela signifie qu'il s'est produit un important changement de coordonnée à l'origine, les autres facteurs demeurant constants. Par ailleurs, un écart important de la différence (A - B) indique un important changement de la pente, les autres facteurs demeurant constants. Les limites de contrôle et d'alarme pour A - B sont calculées pour la moyenne et l'écart-type (ÉT) de la population des différences :

Limites d'alarme supérieure et inférieure (LAS, LAI) = $X_{A-B} \pm 2$ É.-T.$_{A-B}$

Limites de contrôle supérieure et inférieure (LCS, LCI) = $X_{A-B} \pm 3$ É.-T.$_{A-B}$

Les limites de contrôle et les limites d'alarme pour A + B sont calculées de la même manière à partir du même écart-type :

LAS / LAI = $X_{A+B} \pm 2$ É.-T.$_{A-B}$

LCS / LCI = $X_{A+B} \pm 3$ É.-T.$_{A-B}$

Avant d'entreprendre une série d'analyses, il faut d'abord démontrer que A + B et A - B sont à l'intérieur des limites de contrôle. Ces limites ne devraient pas excéder ± 5 % de la valeur moyenne pour A+B et A-B.

b) ***Contrôle d'étalonnage à l'intérieur d'une série d'analyses (inorganiques).*** Il importe de vérifier régulièrement les variations d'étalonnage attribuables à la dérive de la pente et des conditions de base à l'intérieur des séries d'analyses. Pour ce faire, on peut utiliser un étalon intermédiaire et un blanc de réactif à chaque analyse de 20 échantillons. Chaque laboratoire devrait établir ses propres limites de contrôle pour chaque procédure. La dérive ne devrait pas excéder 10 %. Si elle dépasse ce niveau, l'analyse devrait être interrompue, l'étalonnage de l'instrument et l'analyse des échantillons repris après avoir analysé de nouveau le dernier échantillon témoin et le dernier blanc acceptables.

6.4.7.3 Précision

La précision est le degré de variation entre les différentes mesures d'une même variable obtenues à l'aide d'une méthode d'analyse particulière. On l'exprime habituellement sous la forme d'un écart-type de réplicats (U.S. EPA, 1990). Le contrôle statistique de la précision des analyses est assuré par l'analyse de réplicats à l'intérieur de séries d'analyses à une

fréquence d'au moins 10 %. Les réplicats de laboratoire sont des portions aliquotes d'un échantillon obtenues en laboratoire.

La différence absolue entre les réplicats à l'intérieur d'une série d'analyses est comparée à une limite de contrôle établie à partir de données historiques. Pour obtenir ces limites de contrôle, on accumule les résultats des analyses des réplicats sur un grand nombre de séries d'analyses et on les trie selon des intervalles de concentrations. Les limites de ces intervalles sont souvent fixées à 0 à 20 %, 20 à 50 % et 50 à 100 % de l'échelle totale (King, 1976). À l'intérieur de chaque intervalle, les limites de contrôle pour la différence absolue entre les réplicats à l'intérieur d'une série d'analyses se calcule selon la formule suivante :

$$LCS = D_4 \times R$$

où D_4 est un facteur statistique et R, la différence moyenne entre les réplicats, 3,267 (ASTM, 1986; Taylor, 1987).

Si la différence entre les résultats des analyses des réplicats de laboratoire dépasse la limite de contrôle supérieure (LCS), il convient d'évaluer la situation afin de choisir la mesure correctrice qui s'impose.

6.4.7.4 Exactitude et biais

L'exactitude est le degré de concordance entre une valeur mesurée et la vraie valeur déterminée par l'analyse d'un matériau de référence accepté (U.S. EPA, 1990c). L'inverse de l'exactitude est le degré d'erreur systématique inhérent à l'analyse, ou biais. L'exactitude se vérifie au moyen de blancs de méthode et de matériaux de référence certifiés.

a) ***Blancs de méthode.*** Un blanc de méthode est une portion aliquote d'eau contenant un réactif dont le volume est équivalent à celui des échantillons traités et qui est analysée exactement de la même manière que ces échantillons. Il permet de quantifier le degré de contamination survenue durant le traitement et l'analyse des échantillons. Le nombre de blancs de méthode correspond à 10 % du nombre d'échantillons à analyser ou à un blanc par série d'analyses. Les résultats de leur analyse devraient être reportés sur des diagrammes et assujettis à des limites d'alarme de ± 2 écarts-types et à des limites de contrôle de ±3 écarts-types. Si les résultats de l'analyse d'un blanc de méthode dépassent une limite de contrôle et est jugé contaminé, l'analyse des échantillons analysés avec ce blanc dont les valeurs dépassent la limite de détection devrait être répétée pour la ou les variables en cause. En règle générale, on considère que le blanc de méthode est exempt de contamination si les résultats de son analyse sont inférieurs à la limite de détection ou à 0,1 fois le niveau de contamination décelé dans tous les échantillons avec lesquels il a été analysé (CAEAL, 1991).

b) ***Matériaux de référence étalons.*** Les matériaux de référence étalons sont des échantillons disponibles dans différentes matrices qui ont été soumis à des analyses

poussées par plusieurs laboratoires et dont les concentrations sont certifiées par des organismes de standardisation, comme le National Institute of Science and Technology, l'EPA des États-Unis, l'Institut national de recherche sur les eaux (Environnement Canada) et le Conseil national de recherches. Lorsqu'on peut se procurer un matériau de référence étalon, celui-ci devrait représenter 5 % du nombre d'échantillons analysés ou être analysé à raison d'un par série d'analyses. La matrice et la concentration du matériau de référence étalon devraient être les plus voisines possible de celles des échantillons à analyser. Les résultats des analyses des matériaux de référence étalons devraient être accumulés et assujettis à des limites de contrôle de ±3 écarts-types et à des limites d'alarme de ±2 écarts-types.

6.4.7.5 Récupération

Le taux de récupération des analytes au cours de l'ensemble du processus d'analyse est déterminé à l'aide de matrices dopées, de blancs dopés et de substituts dopés.

a) ***Matrices dopées.*** Une matrice dopée est une portion aliquote distincte d'un échantillon aléatoire à laquelle on ajoute tous les analytes avant l'analyse. L'analyse d'une matrice dopée fournit une indication de l'efficacité de récupération pour la matrice associée à cet échantillon. Ce dernier devrait être dopé avec tous les analytes à une concentration la plus proche possible de celle qui donne une réponse égale à l'étalon intermédiaire. La solution de dopage devrait être préparée à partir d'une autre source que celle utilisée pour l'étalonnage. La proportion recommandée des matrices dopées est de 10 % du nombre d'échantillons ou d'une par série d'analyses. Le taux de récupération peut être calculé selon l'équation suivante :

$$\text{Taux de récupération (\%)} = \frac{\text{Concentration mesurée - concentration sans dopage}}{\text{Concentration utilisée pour le dopage}} \times 100$$

Les résultats de l'analyse des matrices dopées devraient être reportés sur des diagrammes de contrôle distincts pour chaque matrice. Des limites internes devraient être fixées sur la base de 3 écarts-types pour un minimum de 10 points de données. Dans les analyses multiparamètres, le taux de récupération d'au moins 90 % des analytes devrait être compris à l'intérieur des limites fixées. Le taux de récupération pour les substances inorganiques devrait se situer entre 75 et 125 %, et celui des substances organiques devrait se trouver à l'intérieur des limites indiquées dans le tableau 4 de CAEAL (1991). Si une matrice dopée ne respecte pas ces critères, elle devrait être analysée de nouveau. Si la situation ne s'améliore pas mais qu'il n'y a pas d'indication d'autres problèmes, un effet de matrice devrait être noté et signalé.

b) ***Blancs de méthode dopés.*** Un blanc de méthode dopé est une portion aliquote distincte d'eau de réactif utilisée pour la constitution d'un blanc de méthode dopé avec le composé à la concentration la plus proche possible de celle qui fournit une réponse égale

à l'étalon intermédiaire. Il donne une indication de la fiabilité d'une méthode sans les effets de matrice des échantillons à analyser. Le blanc de méthode dopé devrait être analysé en même temps et de la même manière que les échantillons. Comme dans le cas de la matrice dopée, la solution de dopage devrait être préparée à partir d'une source différente de celle utilisée pour l'étalonnage. Le taux de récupération peut être calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{Taux de récupération (\%)} = \frac{\text{BMD - BM}}{\text{concentration utilisée pour le dopage}} \times 100$$

où : BMD = Concentration mesurée dans le blanc de méthode dopé;
BM = Concentration mesurée dans le blanc de méthode.

Des limites internes devraient être fixées sur la base de 3 écarts-types pour un minimum de 10 points de données. Le taux de récupération devrait osciller entre 75 et 125 % dans le cas des substances inorganiques, et entre 70 et 120 % dans le cas des substances organiques. Si un blanc dopé ne respecte pas ces critères, il devrait être l'analysé de nouveau et, si la situation ne s'améliore pas, l'analyse des échantillons associés au blanc dopé devrait être reprise. S'il ne reste pas suffisamment d'échantillons pour répéter l'analyse, les résultats devraient être considérés comme suspects et signalés comme tels en fournissant une explication.

6.4.7.6 Limites de détection

Les limites de détection devraient être indiquées comme la limite de détection de la méthode (LDM), tel que décrit dans U.S. EPA (1984). La LDM correspond à la quantité minimale d'un analyte qu'il faut observer pour pouvoir affirmer avoir décelé cette substance avec un niveau de risque prédéterminé de se tromper (normalement 5 ou 1 %). On peut calculer la LDM d'après l'écart-type associé à l'analyse à l'intervalle de concentration le plus bas :

$$\text{LDM} = t_{0.05\ n-1} \times S \qquad (1)$$

où : $t_{0.05,\ n-1}$ est la valeur de Student (test unilatéral) pour un risque de détection erronée de 5 %, à n-1 degrés de liberté, et S est l'écart-type.

Idéalement, on calcule l'écart-type à partir d'une analyse de réplicats de concentrations faibles avec de vrais échantillons auxquels correspond une matrice identique ou similaire à celle des échantillons considérés. On peut calculer cet écart-type à partir d'un minimum de sept réplicats dans la même série d'analyses en utilisant la formule statistique standard (U.S. EPA, 1984). Toutefois, il est préférable de le calculer à partir de paires de réplicats accumulées sur un grand nombre de séries d'analyses.

L'écart-type de paires de réplicats de faibles concentrations accumulés sur un grand nombre de séries d'analyses se calcule selon l'équation suivante :

$$S = \frac{S D^2}{2n} \qquad (2)$$

où D est la différence entre les réplicats et n, le nombre de paires de réplicats. Il est recommandé d'utiliser au moins 40 paires de réplicats (OMOE, 1988). Ensuite, on peut introduire dans l'équation (1) la valeur de l'écart-type obtenu selon l'une ou l'autre des équations pour calculer la LDM.

6.4.7.7 Conventions relatives à la présentation des données

Les protocoles établis régissant l'arrondissement des résultats des analyses devraient être respectés. Si un trop grand nombre de valeurs sont arrondies avant la présentation des données, il s'ensuit une perte d'information, et les écarts véritables entre les concentrations d'échantillons provenant de différents endroits ou prélevés à différents moments peuvent être masqués. En outre, la précision des procédures de contrôle de la qualité peut être inférieure au niveau souhaitable ou nécessaire, et les valeurs de la moyenne, de l'écart-type ou d'autres paramètres statistiques se rapportant à un ensemble de résultats peuvent être biaisées. À l'inverse, quand un trop grand nombre de valeurs significatives sont présentées, des différences relativement faibles et sans signification statistique peuvent sembler plus importantes qu'elles ne le sont en réalité (Hunt et Wilson, 1986).

L'écart-type est le critère à utiliser de préférence pour déterminer le nombre de chiffres significatifs (King, 1989). L'arrondissement devrait se faire au chiffre occupant la même position après la virgule que le chiffre le plus significatif de l'écart-type calculé. Par exemple, si l'analyse donne un résultat de 12,345 et que l'écart-type calculé basé sur l'analyse d'un réplicat dans une série d'analyses à cette concentration est de 0,32, il faut arrondir la valeur à 12,3.

6.4.7.8 Précision et exactitude des analyses

La précision est le degré de concordance entre les résultats de l'analyse des réplicats d'un échantillon. Elle est habituellement exprimée sous la forme d'un écart-type. La reproductibilité est l'étroitesse de l'accord entre les résultats de la mesure d'un paramètre obtenus dans différentes conditions de mesure. Elle correspond à l'écart-type associé aux mesures d'un échantillon donné obtenues dans différentes séries d'analyses et indique la précision d'une série d'analyses à l'autre. La reproductibilité intègre la variabilité due à l'étalonnage effectué en des temps différents, la dérive due à l'instrument et nombre d'autres facteurs.

Les erreurs aléatoires ont une incidence sur la précision, laquelle est un paramètre mesurable et contrôlable. La précision de toutes les analyses devrait être estimée en

soumettant des portions aliquotes distinctes à l'ensemble du processus analytique. Les laboratoires devraient vérifier la précision de leurs analyses et pouvoir en rendre compte en se fondant sur des données recueillies sur plusieurs jours. Pour les métaux et la plupart des autres paramètres, la précision devrait correspondre à un écart maximal de 10 %. Pour le total des solides en suspension, elle devrait correspondre à un écart maximal de 15 % à des concentrations de plus de 10 fois la LDM. Dans le cas du pH, la précision devrait correspondre à ± 0,1 unité (annexe 3 du REMM).

L'exactitude intègre les biais et la précision d'une méthode d'analyse et reflète l'étroitesse de l'accord entre la valeur mesurée et la vraie valeur d'un paramètre d'un échantillon. Le biais est une erreur systématique occasionnée par une composante du système de mesure qui entraîne une surestimation ou une sous-estimation de la valeur du paramètre à mesurer. Divers facteurs peuvent entraîner un biais, dont la contamination de l'échantillon, les pertes mécaniques, les blancs, l'interférence spectrale, les erreurs d'étalonnage ou l'influence de divers intervenants. L'exactitude est exprimée sous la forme d'un taux de récupération de concentrations connues, tels des matériaux de référence certifiés, des échantillons dopés ou des échantillons de référence préparés et analysés par le laboratoire dans les mêmes conditions que les autres échantillons.

Le degré d'exactitude requis dépend de l'utilisation finale à laquelle les données sont destinées. Le laboratoire devrait vérifier l'exactitude des données et pouvoir en rendre compte en se fondant sur des ensembles de données recueillis sur plusieurs jours. Pour les métaux et la plupart des autres paramètres, l'exactitude devrait correspondre à un écart maximal de 10 %. Pour le total des solides en suspension, elle devrait correspondre à un écart maximal de 15 % à des concentrations de plus de 10 fois la LDM. Dans le cas du pH, elle devrait correspondre à ± 0,1 unité (annexe 3 du REMM).

6.4.7.9 Entretien des instruments

Réglage et performance du spectromètre de masse avec plasma induit (SM/PI). Pour les analyses utilisant la spectrométrie de masse, les instruments devraient être réglés de manière à assurer l'étalonnage de masse de l'instrument (CAEAL, 1991; U.S. EPA, 1988). Ce réglage est effectué au moment de la préparation de la méthode ou à titre de mesure correctrice. L'ACLAE (CAEAL, 1991) recommande d'utiliser de la perfluorotributylamine (FC43) pour le réglage et a établi des critères de performance précis. On fait habituellement appel à du perfluorokérosène pour l'étalonnage des spectromètres de masse à haute résolution. Enfin, les vérifications de la performance des systèmes de SM/PI au moyen de composés particuliers devraient respecter les critères de performance établis par l'ACLAE (CAEAL, 1991).

Aux fins du contrôle de qualité de l'instrument, on devrait analyser l'étalon servant à la vérification à chaque 10 échantillons pour déterminer s'il s'est produit une dérive importante. Si les valeurs dépassent de ± 5 % les valeurs attendues (ou si elles dépassent

les limites de contrôle établies), l'analyse des échantillons devrait être interrompue, le problème corrigé et l'instrument réétalonné.

Vérifications de la réponse des instruments. La réponse des instruments (absorption, comptes, hauteur des pics, etc.) peut être vérifiée avant l'étalonnage ou l'analyse en comparant la réponse d'un échantillon de vérification couramment utilisé à des données historiques. La réponse peut être reportée sur des diagrammes de contrôle comportant une limite d'alarme de ± 2 écarts-types et une limite de contrôle de ± 3 écarts-types.

Étalonnage des instruments. Il est recommandé d'étalonner les instruments utilisés dans toutes les méthodes d'analyse inorganique avec des étalons représentant au moins trois concentrations (un minimum de cinq concentrations est recommandé), en plus d'un blanc, pour que toutes les valeurs pour tous les échantillons tombent dans l'intervalle soumis à l'étalonnage (CAEAL, 1991). Si le logiciel de l'instrument limite l'étalonnage à deux points, l'intervalle utilisé pour l'étalonnage ne devrait pas dépasser l'intervalle linéaire de l'instrument. À moins de pouvoir démontrer qu'aucun biais n'est introduit, les étalons devraient concorder avec la matrice des échantillons.

6.4.8 Assurance de la qualité en laboratoire

L'assurance de la qualité (AQ) englobe une foule d'activités de gestion et de pratiques techniques internes et externes visant à garantir l'obtention de données de qualité connue convenant à l'utilisation à laquelle elles sont destinées.

Les activités externes d'AQ comprennent la participation à des comparaisons interlaboratoire pertinentes et l'exécution de vérifications par des organismes de l'extérieur. Ces vérifications peuvent porter sur le rendement des analyses de matériaux de référence étalons ou reposer sur un examen général des pratiques fondé sur la documentation traitant de l'échantillonnage, des procédures d'analyse et d'AQ/CQ, des résultats des épreuves et des données justificatives.

6.4.9 Enregistrement et présentation de l'information d'AQ/CQ

6.4.9.1 Documentation

Il est recommandé de documenter tous les aspects des analyses afin de confirmer la qualité et la fiabilité des résultats. Il est également recommandé de conserver les résultats des analyses et les données connexes sur support papier ou électronique (avec copies de sauvegarde) pendant au moins six ans après les analyses. Enfin, pour chaque échantillon ou lot d'échantillons, il est recommandé de conserver les informations suivantes :

a) ***Limites de détection de la méthode (LDM).*** Toute divergence entre les LDM publiées et les LDM établies par le laboratoire (en raison d'interférences, de dilutions, etc.) devrait être notée.

b) ***Dates se rattachant aux échantillons.*** Il est recommandé de tenir des registres indiquant les dates de prélèvement, de réception, de préparation et d'analyse des échantillons. Ces informations sont normalement communiquées dans le cadre du processus de suivi des échantillons.

c) ***Performance et entretien des instruments.*** Il convient de tenir un registre de suivi de la performance, y compris des réglages et des vérifications de la réponse, ainsi que de l'entretien de tous les instruments.

d) ***Échantillons destinés au contrôle de la qualité.*** Il convient de tenir des registres des résultats des analyses des réplicats et des blancs, des taux de récupération à partir des blancs dopés et des substituts d'échantillons et des résultats des analyses de matériaux de référence certifiés ainsi que des registres rendant compte de l'étalonnage et de la vérification de l'étalonnage.

e) ***Réception, préparation et analyse des échantillons.*** Toutes les anomalies détectées durant la livraison, l'entreposage, la préparation et l'analyse des échantillons, y compris les modifications apportées aux modes opératoires normalisés, devraient être notées.

6.4.9.2 Présentation des informations d'AQ/CQ

Les résultats des analyses sont présentés sous la forme d'un rapport d'essais ou d'analyses incluant toutes les informations pertinentes nécessaires pour évaluer la validité des données, y compris les données d'AQ/CQ. Ce rapport devrait présenter les caractéristiques et informations suivantes :

- contenu exact, clair, non ambigu et objectif;
- titre : le rapport devrait porter un titre (p. ex. rapport d'essais, rapport d'analyses, rapport sur la qualité des données);
- nom et adresse du laboratoire ayant effectué les analyses;
- le rapport devrait porter un numéro d'identification unique (p. ex. numéro de série ou de groupe) facilitant sa recherche;
- nom et adresse du client;
- identification ou description de l'échantillon analysé;
- état des échantillons (sans agent de conservation, bouteille qui fuit, etc.) lorsque nécessaire;

- date de réception des échantillons et date de publication du rapport;
- méthode(s) d'analyse employée(s) et, s'il y a lieu, description des essais non normalisés réalisés;
- date et méthode de prélèvement des échantillons (échantillons aléatoires, échantillons composites prélevés à divers moments, etc.);
- modifications apportées à la méthode d'analyse habituelle (filtration, rectification du pH, ajout d'un étalon, etc.);
- résultats des analyses et identification des unités de mesure;
- énoncé indiquant si les résultats ont fait l'objet d'une correction en fonction de blancs;
- données de contrôle de la qualité;
- qualité des résultats (p. ex., résultats n'ayant pas passé les épreuves de CQ, taille insuffisante des échantillons);
- signature de la personne responsable et date d'autorisation du rapport;
- noms des sous-traitants;
- mises à jour ou corrections de rapports antérieurs, le cas échéant;
- le client devrait être avisé si de nouvelles données invalident les rapports précédents.

Les valeurs inférieures à la limite de détection devraient être clairement indiquées avec la LDM pour l'échantillon ou les échantillons auxquels ces données se rattachent.

6.5 Caractérisation de l'effluent et suivi de la qualité de l'eau durant la recherche des causes

Une recherche des causes est entreprise lorsqu'un effet lié à l'exploitation minière a été décelé sur la population des poissons, les tissus de poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques mais que les études de suivi antérieures n'ont pas permis d'en expliquer la cause. Lorsque des effets sont observés parmi la population de poissons ou la communauté d'invertébrés benthiques, un certain nombre de méthodes de caractérisation de l'effluent et de suivi de la qualité de l'eau peuvent aider à en déterminer la nature et la cause. En outre, la caractérisation de contaminants additionnels reliés à la mine mais provenant d'autres sources que des effluents, en particulier de sources diffuses (celles dont l'étude n'est pas prescrite par le REMM), peut se révéler utile dans certains sites dans le cadre de la recherche des causes. Dans certains cas, ces techniques peuvent permettre de recueillir de précieuses données environnementales complémentaires au cours du suivi ciblé qui pourraient aider dans la détermination de l'étendue et l'ampleur des effets observés chez les poissons ou dans la communauté d'invertébrés benthiques. Selon les besoins, les mines peuvent utiliser les techniques recommandées ci-après,

individuellement ou en combinaison, pour trouver des réponses aux questions propres aux sites.

6.5.1 Dosage des métaux dissous durant la recherche des causes

Lorsqu'un effet est décelé chez les poissons ou les invertébrés benthiques lors du suivi initial, périodique ou ciblé et que les concentrations de métaux totaux sont élevées dans la zone exposée, il peut être opportun de mesurer les concentrations de métaux dissous dans le cadre de la recherche des causes. En pareilles circonstances, le dosage des métaux totaux et des métaux dissous dans des échantillons d'effluent et d'échantillons prélevés dans la zone exposée peut aider à déterminer quels métaux peuvent être directement ou indirectement responsables des effets observés.

Le dosage des métaux dissous durant la recherche des causes se justifie par le fait que c'est sous la forme dissoute, et en particulier sous la forme d'ions libres, que les métaux sont le plus facilement absorbés par les organismes aquatiques. Cette théorie est supportée par des données qualitatives amassées, dans une large mesure, dans le cadre d'expériences en milieu synthétique (c.-à-d. essais biologiques en laboratoire). Toutefois, cette relation semble s'estomper en milieu naturel, particulièrement en présence de matières organiques naturelles dissoutes (ESG, 1999).

La méthode la plus fréquemment utilisée pour le dosage des métaux dissous prévoit la filtration immédiate de l'échantillon d'eau brute dans un filtre à pores de 0,45 micromètre et l'ajout d'acide nitrique dans l'échantillon filtré jusqu'à obtention d'un pH inférieur à 2,0. Ce traitement permet de maintenir les métaux dissous en solution jusqu'à l'analyse. La taille du filtre peut varier, mais le filtre à pores de 0,45 micromètre est le plus couramment utilisé. Toutefois, il semble qu'une certaine quantité de métaux liés à des colloïdes, donc pas vraiment dissous, puisse traverser les membranes des filtres de cette taille. En conséquence, certains chercheurs recommandent l'utilisation de filtres à pores de 0,1 micromètre pour prévenir ce problème (EVS, 1997).

Hall (1998) a évalué trois systèmes de filtration : le filtre à seringue, le filtre à canalisations et le filtre sous vide. La plupart des filtres mis à l'essai provenaient soit de Gelman, soit de Millipore, les deux principaux fabricants. Au terme de son évaluation, Hall a formulé les recommandations suivantes :

- dans l'ensemble, le filtre à seringue Acrodisc de Gelman, utilisé en chromatographie d'échange d'ions, et la capsule filtrante à seringue Sterivex de Millipore, ont offert le meilleur rendement. Les filtres à membrane en nylon ne sont pas recommandés en raison de leur lenteur et de leur vulnérabilité face à la contamination. Pour les échantillons renfermant de fortes concentrations de particules, l'emploi du préfiltre Millex LS à seringue de 5 µm est recommandé.

- la bouteille Millicup dotée d'une membrane Durapore (filtre sous vide); le système à canalisations AquaPrep à membrane Thermopor de Gelman et le système AquaPrep 250 à membrane Supor sont acceptables. Le filtre à seringue GHP Acrodisc de Gelman, le filtre à seringue Millex HV de Millipore et la capsule filtrante à canalisations pour eau souterraine de Gelman peuvent aussi être utilisés s'ils sont bien rincés.

- pour la filtration des échantillons acides, l'utilisation des systèmes suivants est déconseillée : le filtre à seringue en nylon Acrodisc de Gelman, le filtre en verre sous vide de Millipore, la capsule pour eau souterraine de Gelman et le système AquaPrep 250 de Gelman.

Les recommandations présentées ci-dessus sont fondées sur l'évaluation de la facilité d'utilisation des filtres et de leur contribution à la contamination. Avant de choisir un dispositif de filtration, il importe d'évaluer dans quelle mesure l'eau des échantillons risque de le boucher.

Avant l'échantillonnage, la lecture du rapport de Hall (1998) est fortement recommandée à ceux qui envisagent d'effectuer un dosage de métaux dissous.

6.5.2 Dosage des réactifs et des sous-produits des réactifs utilisés dans les procédés de traitement des minerais

Les procédés de traitement des minerais font appel à un grand nombre de réactifs chimiques. Ces réactifs ou les sous-produits de leur décomposition peuvent se retrouver dans les effluents miniers et, partant, dans les milieux récepteurs (EAG, 1992). Il peut être utile mener des analyses pour déterminer la présence des réactifs et de leurs sous-produits lorsque les effets observés ne peuvent être attribués à la présence de métaux et à d'autres paramètres faisant l'objet d'un suivi régulier à un endroit particulier dans le cadre du programme d'ESEE.

6.5.3 Détermination des espèces chimiques des métaux préoccupants

La forme sous laquelle un métal (ou un métalloïde) est présent peut avoir une grande influence sur sa biodisponibilité et sa toxicité pour les organismes aquatiques (Tessier et Turner, 1995; Stumm et Morgan, 1996). Par conséquent, le fait de connaître les espèces chimiques des contaminants préoccupants peut aider à comprendre la nature et les causes des effets sur les écosystèmes aquatiques.

La détermination des espèces chimiques des métaux peut être assurée par analyse directe ou estimée à l'aide de modèles. Le pH et l'état d'oxydation sont deux des principaux facteurs qui interviennent dans la détermination des espèces chimiques des métaux. Dès

lors, quelle que soit la méthode employée pour déterminer les espèces chimiques de métaux, il est important d'effectuer des mesures exactes sur le terrain du pH et de la teneur en oxygène dissous. De plus, il importe que le prélèvement, la conservation et l'entreposage des échantillons destinés à la détermination des espèces chimiques des métaux s'effectuent selon les méthodes prévues à cette fin.

6.5.3.1 Analyses visant à déterminer les espèces chimiques de métaux

Les espèces chimiques de certains métaux présents dans des échantillons d'eau, ou du moins leur valence, peuvent être déterminées au moyen d'analyses. On ne sait pas dans quelle mesure ce type d'analyse est répandu dans le commerce. Les méthodes d'analyse employées à cette fin comprennent la chromatographie d'échange d'ions et l'électrochimie. Terrier et Turner (1995) ont effectué un examen approfondi des techniques de mesure applicables à la détermination des espèces chimiques des métaux dans des solutions aqueuses.

Un soin particulier devrait être apporté au prélèvement, à la manipulation et à l'entreposage des échantillons devant servir à la détermination des espèces chimiques de métaux, car du moment du prélèvement au moment de l'analyse, tout changement intéressant des facteurs comme la teneur en oxygène dissous peut modifier considérablement la composition en espèces chimiques des métaux. Il est fortement recommandé de communiquer au préalable avec le laboratoire qui effectuera les analyses afin de déterminer les procédures à suivre.

6.5.3.2 Modèles utilisés pour la détermination des espèces chimiques de métaux

Voir aussi EVS Environmental Consultants (1997b).

Il existe un certain nombre de programmes informatiques qui permettent de modéliser la composition en espèces chimiques des métaux présents dans l'eau, par exemple :

- MINTEQA2 (Allison *et al.*, 1991)
- MINEQL$^+$ (Schecher et McAvoy, 1992)
- WHAM (Kramer *et al.*, 1996; Hare et Tessier, 1996)

Comme la composition en espèces chimiques des métaux dépend de différents facteurs, tous ces programmes devraient être alimentés en données se rapportant aux paramètres suivants : pH, alcalinité, dureté, teneur en calcium, force ionique, total des solides dissous, carbone organique dissous, total des métaux dissous, apports anthropiques particuliers (p. ex. EDTA - acide éthylènediamine tétracétique) et concentrations d'aluminium et de fer (III) (EVS, 1997b).

Les sources d'erreur potentielles sont (EVS, 1997) :

- extrapolations à des situations insuffisamment paramétrées, notamment lorsque le pH est supérieur à 7;
- piètre qualité des données produisant des variations plus importantes pour certains paramètres que pour d'autres;
- incertitude inhérente aux paramètres, notamment la variabilité des données thermodynamiques dans les bases de données des programmes;
- difficulté dans la modélisation des interactions des métaux avec les particules naturelles et les matières organiques dissoutes.

Ces programmes peuvent servir à prévoir les formes et les concentrations de métaux dans les effluents ou l'eau, ainsi que la toxicité (EVS, 1997).

6.5.4 Mesure de la teneur en chlorophylle-a et(ou) en phaéopigments

La mesure de la chlorophylle-a, de la chlorophylle-b et de la biomasse de phytoplancton peut être utile dans les cas où le rejet d'éléments nutritifs en amont peut constituer un facteur confondants. Le dosage des pigments photosynthétiques est souvent utilisé pour estimer la biomasse du phytoplancton.

La teneur en chlorophylle-a sert d'indicateur de la biomasse du phytoplancton, et donc d'indicateur qualitatif de la productivité des écosystèmes aquatiques. On peut mesurer ce paramètre par spectrophotométrie, fluorométrie ou chromatographie en phase liquide. La teneur en chlorophylle-a est exprimée en mg/m^3 sous la forme de chlorophylle-a ou convertie en biomasse algale selon un coefficient de 67 pour 1,5 % de chlorophylle dans les tissus des algues.

Lors du dosage de la chlorophylle-a, il importe de tenir compte de la teneur en chlorophylle-b (et parfois de la teneur en chlorophylle-c), et des corrections sont couramment effectuées à cette fin. Selon les conditions écologiques en présence (apport de végétation en décomposition), des produits de dégradation de la chlorophylle (chlorophyllides, phéophorbides et phéophytines) peuvent être présents en quantités diverses. Il convient de corriger les résultats en conséquence. Il est également possible de mesurer séparément les concentrations de ces produits. En outre, une correction peut être apportée en considération de la turbidité ou des particules en suspension. De plus amples renseignements sur les méthodes d'analyse sont présentées dans Standard Methods (méthode 10200 H).

La distribution de la biomasse du phytoplancton est généralement irrégulière et varie dans le temps au rythme des proliférations et de la stratification de l'eau. Cet indicateur convient mieux aux milieux lacustres qu'aux milieux riverains. Toutefois, la présence d'une importante biomasse phytoplanctonique dans des échantillons prélevés en milieu riverain indique néanmoins que les éléments nutritifs reflétant la situation trophique en amont peuvent être, et sont probablement, pertinents pour l'évaluation des effets de ces éléments (par opposition à ceux des contaminants) sur la structure des communautés

benthiques, du zooplancton et vraisemblablement des populations de poissons en aval du point de rejet.

6.5.5 Suivi du débit et des charges dans la zone exposée

Durant la recherche des causes, la mesure du débit de l'eau dans la zone exposée peut faciliter l'interprétation des données et fournir des informations utiles sur le taux de dilution, la qualité de mélange, le bilan massique, le devenir et les effets des contaminants ainsi que sur les relations de cause à effet. Il peut être utile d'évaluer le degré d'exposition des communautés à l'effluent minier et à ses contaminants sur une longue période et en présence de diverses conditions.

Les évaluations des taux de charge sont essentielles pour le calcul des bilans massiques. En supposant un mélange complet, l'équation de base du bilan massique à un point de rejet d'effluent industriel est la suivante :

Débit massique ou taux de charge d'une substance en amont + débit massique additionnel dû au rejet = débit massique de la substance immédiatement en aval du point de rejet.

Comme le taux de charge est le produit du débit et de la concentration, le bilan massique peut être exprimé comme suit :

$$Q_0 s_0 + Q_e s_e = Qs$$

où Q_0, Q_e et Q = débit du cours d'eau en amont, débit de l'effluent et débit en aval du point de rejet;
s_0, s_e et s = concentration en amont, dans l'effluent et en aval du point de rejet, respectivement.

Une équation comparable peut être formulée pour les débits :

$$Q_0 + Q_e = Q$$

Les caractéristiques du débit et les concentrations en amont sont souvent connues ou sont faciles à mesurer. Les caractéristiques de l'effluent sont généralement documentées plus en détail. La concentration en aval, s, se calcule comme suit :

$$s = \frac{Q_o s_o + Q_e s_e}{Q}$$

La concentration de substances chimiques en aval dépend alors du courant en amont et en aval du point de rejet et de la concentration de ces substances en amont et dans l'effluent. Si la concentration en amont est nulle, la concentration en aval, s, est égale à la

concentration dans l'effluent réduite proportionnellement au rapport du débit de l'effluent au débit total du cours d'eau. C'est ce qu'on appelle communément l'effet de dilution.

Les équations ci-dessus décrivent la situation la plus simple immédiatement en aval du point de rejet. La complexité des calculs de bilan massique augmente à mesure qu'on s'éloigne de ce point vers l'aval, car il faut alors prendre en compte l'influence des tributaires, des sources ponctuelles multiples, des sources réparties ainsi que les effets de la dispersion, de la décantation chimique et de la dégradation chimique. De plus amples renseignements sur la formulation d'équations de bilan massique appropriées sont présentés dans Thomann et Mueller (1987), McCutcheon et French (1989) et Henderson-Sellers et French (1991).

6.6 Références

Allison JD, Brown DS and Novo-Gradac KJ. 1991. MINTEQA2/PRODEFA2, a geochemical assessment model for environmental systems. Version 3.0 User's Manual. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

APHA. 1995. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 19th edition, American Public Health Association (APHA).

APHA. 1999. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20th edition, American Public Health Association (APHA).

ASTM. 1986. Manual on Presentation of Data and Control Chart Analysis. Committee E-11 on Statistical Methods. ASTM Special Technical Publication 15D. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.

CAEAL (Canadian Association of Environmental Analytical Laboratories). 1991. Code of Practice and QA Manual for Laboratory Analysis of Sewage Treatment Effluent in Support of the MISA Program; Draft report prepared for CAEAL and the Ontario Ministry of the Environment by Zenon Environmental Laboratories.

ELAP (Environmental Laboratory Approval Program). 1988. Environmental Laboratory Approval Program Certification Manual. New York State Department of Health.

Environment Canada. 1998. Pâtes et papiers – Guide technique pour les ESEE des fabriques de pâtes et papiers. ESEE/1998/1, April 1998.

Environment Canada. 1999. Metal Mining Environmental Effects Monitoring Requirements. EEM/1999/1.

Ecological Services Group (ESG). 1998. Technical Evaluation of Toxicity Identification Evaluations (TIEs) and Toxicity Reduction Evaluations. Report prepared for AETE program, Natural Resources Canada. CANMET, Ottawa, Ontario.

Ecological Services Group (ESG). 1999. AETE Synthesis Report of Selected Technologies for Cost-Effective Environmental Monitoring of Mine Effluent Impacts in Canada (AETE Project No. 4.1.4). Report for AETE program, CANMET, Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario.

EVS Environmental Consultants. 1997. Technical evaluation: water quality and biological effects. Report for AETE program, CANMET, Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario.

Graham J. 1997. Standard Method for the Determination of Total Thiosalt. Mining and Mineral Sciences Laboratories, Divisional Test Report 1997-067, Natural Resources Canada.

Hall GEM. 1998. Cost-effective protocols for the collection, filtration and preservation of surface waters for detection of metals and metalloids at ppb and ppt levels. Report for AETE program, CANMET, Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario.

Hare L and Tessier A. 1996. Predicting animal cadmium concentrations in lakes. Nature 380:430-432.

Henderson-Sellers B and French RH. 1991. Water Quality Modelling Volume IV: Decision Support Techniques for Lakes and Reservoirs. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Hunt DTE and Wilson AL. 1986. The Chemical Analysis of Water; General Principles and Techniques. 2nd Ed. The Royal Society of Chemistry, London.

Kramer JR, Davidson W, Godtfredsen KL, Meyer JS, Perdue M, Tipping E, Van de Meent D and Westall J. 1996. Chemical speciation and metal toxicity in surface waters. Pp5.1-5.17. In: Reassessment of metals criteria for aquatic life protection. Bergman H, Dorward-King E, Allen H, DiToro D, Erickson R, Matice J and Reiley M (eds.). SETAC. Pensacola, FL.

McCutcheon SC and French RH. 1989. Water Quality Modelling Volume I: Transport and Surface Exchange in Rivers. CRC Press, Boca Raton, Florida.

McQuaker NR. 1999. Technical Evaluation on Water Quality Design and Analysis (AETE Project No. 3.1.1). Draft. Report for AETE program, CANMET, Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario.

Nielson LA and Johnson DL. 1983. Fisheries Techniques. The American Fisheries Society, Southern Printing Company, Virginia. 468 p.

NLET (National Laboratory for Environmental Testing). 1994a. Manual of Analytical Methods, Vol. 1. Major Ions and Nutrients. NLET, NWRI, Environment Canada, Burlington, Ontario.

NLET (National Laboratory for Environmental Testing). 1994b. Manual of Analytical Methods, Vol. 2. Trace Metals. NLET, NWRI, Environment Canada, Burlington, Ontario.

Ontario Ministry of the Environment (OMOE). 1988. Estimation of Analytical Detection Limits (MDL) Report by the Ontario Ministry of the Environment ISBN-0-7729-4117-3.

Schecher WD and McAvoy DC. 1992. MINEQL+: A software environment for chemical equilibrium modeling. Computers, Environment and Urban Systems 16:65-76.

Stumm W and Morgan JJ. 1996. Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3rd. ed. Wiley.

Taylor JK. 1987. Quality Assurance of Chemical Measurements. Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan.

Tessier A and Turner DR, eds. 1995. Metal Speciation and Bio-availability in Aquatic Systems. Wiley.

Thomann RT and Mueller JA. 1987. Principles of Surface Water Quality Modelling and Control. Harper Collins Publishers Inc., New York, New York.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1984. Definition and Procedure for the Determination of the Method Detection Limit – Revision 1.11; Appendix B to Part 136. Federal Register Vol. 49, No. 209, Oct. 26, 1984, Part VI, 40 CFR Part 136.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1990c. Proposed Glossary of Quality Assurance Related Terms. QAMS RD-680.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1991. EPA 200 Series – Methods for the Determination of Metals in Environmental Samples, EPA/600/4-91-010, June, 1991.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1994. EPA 200 Series – Methods for the Determination of Metals in Environmental Samples. Supplement 1, EPA/600/R-94-111, May 1994.

6.7 Annexe 6.1. Justifications du choix des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation de l'effluent et du suivi de la qualité de l'eau

6.7 Substances nocives et pH selon l'annexe 3 du REMM

Arsenic

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que l'arsenic soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation de l'effluent;
- L'arsenic peut être présent dans les effluents de nombreux types de mines, notamment les mines d'or, de métaux communs et d'uranium, et il est vraisemblablement répandu dans tout le Canada;
- Selon le document préparatoire de la SMID[1], 26 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient de l'arsenic à la concentration moyenne de 0,036 mg/L;
- L'arsenic est bioaccumulable chez le poisson et est reconnu comme toxique pour les organismes aquatiques; et
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada[2], la concentration maximale d'arsenic pour la protection des organismes dulcicoles est de 0,005 mg/L.

Cuivre

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le cuivre soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le cuivre peut être présent dans les effluents de nombreux types de mines, en particulier les mines d'or et de métaux communs, et il est vraisemblablement répandu dans tout le Canada;
- Le document préparatoire de la SMID révèle que 39 effluents échantillonnés sur une période de 12 mois en Ontario renfermaient du cuivre à la concentration moyenne de 0,07 mg/L;
- Le cuivre est reconnu comme toxique pour les organismes aquatiques; et
- D'après les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de cuivre pour la protection des organismes dulcicoles varie de 0,002 à 0,004 mg/L, selon la dureté de l'eau.

Plomb

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le plomb soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le plomb peut être présent dans les effluents de nombreux types de mines, en particulier les mines de métaux communs, et il est vraisemblablement répandu dans tout le Canada;
- Selon le document préparatoire de la SMID, 20 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient du plomb à la concentration moyenne de 0,02 mg/L;

---

[1] Le document préparatoire de la SIMD, cité tout au long de cette annexe, résume les résultats de travaux poussés de caractérisation d'effluents de mines de toutes les régions de l'Ontario effectués au début des années 1990. Ces résultats ne sont pas représentatifs du niveau de qualité actuel des effluents miniers à l'échelle du Canada. Toutefois, comme il n'existe pas de données plus récentes, ils donnent une indication de la présence possible de contaminants dans les effluents miniers.

[2] Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada sont citées tout au long de cette annexe dans le but de fournir une évaluation préliminaire des concentrations dans les effluents quant à leur importance sur le plan écologique et à leurs effets potentiels sur l'environnement récepteur.

- Le plomb est reconnu comme toxique pour les organismes aquatiques; et
- D'après les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de plomb pour la protection des organismes dulcicoles varie de 0,001 à 0,007 mg/L, selon la dureté de l'eau.

Nickel

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le nickel soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le nickel peut être présent dans les effluents de nombreux types de mine, en particulier les mines de métaux communs et d'uranium, et il est vraisemblablement répandu dans toutes les régions du Canada;
- Selon le document préparatoire de la SMID, 68 % des effluents de mines de métaux échantillonnés renfermaient du nickel à la concentration moyenne de 0,14 mg/L;
- Le nickel est reconnu comme toxique pour les organismes aquatiques; et
- D'après les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de nickel pour la protection des organismes dulcicoles varie de 0,025 à 0,150 mg/L, selon la dureté de l'eau.

pH

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le pH soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Les effluents rejetés par un grand nombre de mines de types différents peuvent présenter un pH trop élevé ou trop faible, et cette situation s'étend probablement à l'ensemble du Canada;
- Comme le pH détermine souvent la solubilité des espèces de métaux, il est lié à sur la toxicité des effluents;
- Les eaux dont le pH est excessivement élevé ou bas sont reconnues comme toxiques pour les organismes aquatiques; et
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, l'intervalle de pH pour la protection des organismes dulcicoles varie de 6,5 à 9,0.

Radium 226

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le radium 226 soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le radium 226 est présent principalement dans les effluents des mines d'uranium et ne se rencontre pas partout au Canada; et
- Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada ne font pas mention du radium 226.

Cyanure total

- Le cyanure est utilisé comme réactif par la plupart des mines d'or et par certaines mines de métaux communs;
- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que les exploitations qui se servent de cyanure comme réactif incluent le cyanure dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Selon le document préparatoire de la SMID, 54 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient du cyanure à la concentration moyenne de 0,084 mg/L (mines d'or) et de 0,006 mg/L (mines de métaux communs);
- Le cyanure est reconnu comme toxique pour les organismes aquatiques; et
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de cyanure libre pour la protection des organismes dulcicoles est de 0,005 mg/L.

Total des solides en suspension

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le total des solides en suspension soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Des solides en suspension peuvent être présents dans les effluents de tous les types de mine, et ce partout au Canada;

- Selon le document préparatoire de la SMID, 80 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient des solides en suspension à la concentration moyenne de 7 mg/L; et
- Les solides en suspension peuvent non seulement tuer directement les poissons en obstruant leurs branchies, mais aussi altérer l'habitat du poisson en étouffant ces habitats, en contaminant les sédiments ou en entravant la pénétration de la lumière dans les eaux réceptrices.

Zinc
- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le zinc soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le zinc peut être présent dans les effluents de nombreux types de mine, en particulier les mines de métaux communs, et il est vraisemblablement répandu dans tout le Canada;
- Selon le document préparatoire de la SMID, 76 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient du zinc à la concentration moyenne de 0,07 mg/L;
- Le zinc est reconnu comme toxique pour les organismes aquatiques; et
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de zinc pour la protection des organismes dulcicoles est de 0,030 mg/L.

6.8 Paramètres prescrits à l'annexe 5 du REMM aux fins de la caractérisation des effluents et du suivi de la qualité de l'eau

Alcalinité
- L'alcalinité renseigne sur la capacité tampon de l'eau et donne une indication de la sensibilité de l'eau aux variations de pH; et
- L'alcalinité influe sur le devenir et la biodisponibilité des métaux.

Aluminium
- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que l'aluminium soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- L'aluminium est présent dans un certain nombre d'importants minéraux lithogénétiques; les effluents des bassins de décantation et de stockage des résidus de différents types de mines peuvent également contenir des ions aluminium dissous ainsi que de l'aluminium lié chimiquement sous la forme d'argiles et d'autres particules minérales silico-alumineuses;
- Selon le document préparatoire de la SMID, 70 % des effluents des mines de métaux échantillonnés en Ontario contenaient de l'aluminium à la concentration moyenne de 0,20 mg/L;
- Ce document indiquait également que l'aluminium dissous n'est pas une composante importante de la plupart des effluents de mines de métaux;
- D'après les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale d'aluminium pour la protection des organismes dulcicoles varie de 0,005 à 0,100 mg/L, selon la dureté de l'eau; et
- L'aluminium est reconnu comme toxique pour les organismes aquatiques, et sa toxicité varie en fonction du pH de l'eau.

Cadmium
- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le cadmium soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le cadmium est présent dans relativement peu de types de minerais, mais on peut s'attendre à en observer dans les effluents miniers à l'échelle du Canada;
- Selon le document préparatoire de la SMID, 12 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient du cadmium à la concentration moyenne de 0,003 mg/L;
- Le cadmium est reconnu comme toxique pour les organismes aquatiques et bioaccumulable; et
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de cadmium pour la protection des organismes dulcicoles est de 0,000017 mg/L.

Fer

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le fer soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le fer est présent dans pratiquement tous les types de minerais et se rencontre dans les secteurs miniers à l'échelle du Canada;
- Selon le document préparatoire de la SMID, 100 % des effluents de mines de métaux échantillonnés renfermaient du fer à la concentration moyenne de 0,45 mg/L;
- Le fer est toxique pour les organismes aquatiques, et les précipités d'hydroxyde de fer peuvent avoir des effets nocifs sur l'habitat du poisson;
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de fer pour la protection des organismes dulcicoles est de 0,30 mg/L; et
- Le fer peut également avoir une incidence déterminante sur le devenir d'autres contaminants.

Composés azotés (ammoniac et nitrate)

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que l'ammoniac total soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Les explosifs utilisés par la plupart des mines contiennent des composés azotés, et des résidus de ces explosifs peuvent se retrouver dans les effluents. La dégradation du cyanure peut également entraîner la formation de composés azotés dans les effluents;
- Pendant l'élaboration de la SMID, en Ontario, les concentrations d'ammoniac et d'ammonium, d'azote total Kjeldahl et de nitrate et nitrite ont été mesurées dans des effluents;
- 100 % des effluents de mines de métaux échantillonnés (50) contenaient de l'ammoniac + ammonium aux concentrations moyennes de 1,4 mg/L (mines de métaux communs) et de 6,3 mg/L (mines d'or);
- 96 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient de l'azote total Kjeldahl à la concentration moyenne de 8 mg/L;
- 90 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient des nitrates et nitrites à la concentration moyenne de 8,8 mg/L;
- Les composés azotés peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques. En outre, comme ils sont des éléments nutritifs, ils peuvent stimuler de façon excessive la croissance des végétaux. Une telle croissance peut entraîner un appauvrissement en oxygène suffisamment important pour causer la mort des poissons;
- D'après les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration d'ammoniac total maximale pour la protection des organismes dulcicoles varie de 1,370 à 2,200 mg/L, selon la température et le pH de l'eau;
- La valeur provisoire proposée au titre de ces mêmes recommandations pour la concentration de nitrates est de 13 mg/L dans l'eau douce; et
- Selon ces mêmes recommandations, la concentration maximale de nitrites pour la protection des organismes dulcicoles est de 0,060 mg/L.

Mercure

- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le mercure soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le mercure est présent dans différents types de roche. Il se rencontre dans les mines d'or et d'argent et, moins fréquemment, dans les mines de métaux communs, et il est vraisemblablement répandu partout au Canada;
- Le mercure provient de diverses sources, notamment de sources éloignées d'où il est transporté par voie atmosphérique, ainsi que de sources naturelles et d'effluents miniers. En conséquence, le groupe de travail d'AQUAMIN estime qu'il est souvent difficile de déterminer la source d'une contamination par le mercure dans un milieu aquatique. C'est sur cette base qu'il a recommandé que le mercure soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le document préparatoire de la SMID indique que 14 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient du mercure à la concentration moyenne de 0,0002 mg/L;

- Le mercure est toxique pour les organismes aquatiques, et sa bioamplification dans les chaînes alimentaires repré. ente un problème important; et
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de mercure pour la protection des organismes dulcicoles est de 0,0001 mg/L.

Molybdène
- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le molybdène soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Ce métal se rencontre principalement dans les minerais d'uranium, mais aussi dans les minerais de métaux communs et un petit nombre de minerais d'or; il n'est cependant pas répandu à l'échelle du Canada;
- Le molybdène peut être toxique pour les organismes aquatiques, mais sa toxicité est mal connue;
- Il peut également réduire la qualité de l'eau potable et causer la molybdénose chez les bovins d'élevage; et
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de plomb pour la protection des organismes dulcicoles est de 0,073 mg/L.

Dureté
- La dureté correspond à la quantité de cations, principalement bivalents, dissous dans l'eau;
- Le calcium et le magnésium étant les principaux facteurs responsables de la dureté de l'eau, les concentrations de ces ions peuvent servir de base au calcul de ce paramètre; et
- La dureté a une incidence déterminante sur le devenir, la biodisponibilité et la toxicité des métaux.

6.9 Paramètres prescrits aux fins du suivi de la qualité de l'eau seulement

Oxygène dissous
- La teneur en oxygène dissous peut être mesurée sur le terrain ou en laboratoire; et
- La teneur en oxygène dissous influe sur le devenir et la biodisponibilité des métaux.

Température
- Les variations de température peuvent modifier les propriétés limnologiques des lacs et avoir des effets néfastes pour les organismes aquatiques; et
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, pour la protection des organismes d'eau douce, les hausses de température ne devraient pas altérer la stratification thermique ou les dates de renversement des eaux ni entraîner un dépassement des températures hebdomadaires maximales moyennes et des températures maximales sur de courtes périodes.

6.10 Autres paramètres propres au site dont la mesure est recommandée aux fins de la caractérisation des effluents et du suivi de la qualité de l'eau

Calcium
- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que le calcium soit inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le calcium est un important cation présent dans les écosystèmes aquatiques, et il peut également être présent dans les effluents miniers en cas d'utilisation de chaux pour la neutralisation d'acide;
- Le calcium rejeté par les mines peut avoir des effets sur l'habitat du poisson;
- La connaissance des concentrations de calcium est essentielle pour le calcul de la dureté de l'eau;
- Le calcium influe sur la toxicité des métaux et(ou) d'autres paramètres des effluents miniers; et
- Les données sur le calcium peuvent faciliter l'interprétation des effets potentiels des métaux et d'autres paramètres.

Chlorure

- Selon le document préparatoire de la SMID, 80 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient du chlorure à la concentration moyenne de 83 mg/L;
- Les chlorures peuvent influer sur la toxicité des métaux et(ou) d'autres paramètres des effluents miniers; et
- Les données sur les chlorures peuvent faciliter l'interprétation des effets potentiels des métaux et d'autres paramètres.

Conductivité
- La conductivité est une mesure de la capacité de l'eau de conduire un courant électrique;
- La conductivité peut être mesurée sur le terrain ou en laboratoire; et
- La conductivité fournit une mesure approximative du total des solides en suspension et peut faciliter la localisation de panaches d'effluent dans des eaux douces.

Fluorures
- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que les fluorures soient inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents dans le cas des exploitations où leur présence est probable;
- Les fluorures sont présents dans un nombre limité de types de minerai, et ils ne sont vraisemblablement pas présents partout le Canada;
- Il sont bioaccumulables dans les squelettes des poissons, mais leurs effets sur les organismes aquatiques demeurent méconnus;
- Les fluorures ont des effets létaux pour les poissons à des concentrations de 10 à 200 mg/L; et
- Les fluorures ont été déclarés toxiques à la suite d'une évaluation des substances énumérées dans la première liste des substances d'intérêt prioritaire, du fait qu'ils peuvent avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement.

Magnésium
- Le magnésium est un important cation dans les écosystèmes aquatiques; la connaissance des concentrations de magnésium est essentielle pour le calcul de la dureté de l'eau;
- Le magnésium influe sur la toxicité des métaux et(ou) d'autres paramètres des effluents miniers; et
- Les données sur le magnésium peuvent faciliter l'interprétation des effets potentiels des métaux et d'autres paramètres.

Manganèse
- Le groupe de travail d'AQUAMIN n'a pas jugé que le manganèse devrait être inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Le manganèse est présent dans de nombreux types de minerai, et il est probablement présent dans des mines dans toutes les régions du Canada. Ce métal forme 0,1 % de la croûte terrestre;
- Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada pour la protection des organismes dulcicoles ne font pas mention du manganèse;
- Le manganèse peut exercer une grande influence sur le devenir d'autres contaminants, spécialement sur la disponibilité d'autres métaux; et
- Ce métal est toxique pour les organismes aquatiques, mais les facteurs qui déterminent sa toxicité demeurent méconnus.

Potassium
- Le potassium influe sur la toxicité des métaux et(ou) d'autres paramètres des effluents miniers; et
- Les données sur le potassium peuvent faciliter l'interprétation des effets potentiels des métaux et d'autres paramètres.

Sélénium
- Le groupe de travail d'AQUAMIN n'a pas jugé que le sélénium devait être inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;

- Selon le document préparatoire de la SMID, 10 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient du sélénium à la concentration moyenne de 0,007 mg/L;
- Le sélénium se rencontre le plus souvent en association avec le soufre, mais il est rarement présent dans les effluents miniers;
- Le sélénium est toxique pour les organismes aquatiques; et
- Selon les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, la concentration maximale de sélénium pour la protection des organismes dulcicoles est de 0,001 mg/L.

Sodium
- Le sodium influe sur la toxicité des métaux et(ou) d'autres paramètres des effluents miniers; et
- Les données sur le sodium peuvent faciliter l'interprétation des effets potentiels des métaux et d'autres paramètres.

Sulfate
- Le sulfate est un anion important dans l'eau;
- Les effluents des mines contenant du minerai sulfuré peuvent être d'importantes sources de sulfate; et
- Selon le document préparatoire de la SMID, 86 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient du sulfate à la concentration moyenne de 644 mg/L.

Phosphore total
- Le groupe de travail d'AQUAMIN n'a pas jugé que le phosphore total devrait être inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- Selon le document préparatoire de la SMID, 24 % des effluents de mines de métaux échantillonnés contenaient du phosphore total à la concentration moyenne de 0,1 mg/L;
- Le phosphore total se rencontre dans les effluents miniers à l'état dissous ou particulaire; et
- Le phosphore total étant un élément nutritif, il peut stimuler la croissance des végétaux de façon excessive.

Uranium
- Le groupe de travail d'AQUAMIN n'a pas jugé que l'uranium devrait être inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents;
- L'uranium est présent en petites quantités dans de nombreux types de roches au Canada, mais il se rencontre essentiellement dans les effluents des mines d'uranium;
- Selon le document préparatoire de la SMID, 22 % des effluents de mines de métaux échantillonnés renfermaient de l'uranium à la concentration moyenne de 0,06 mg/L; et
- Il a été démontré que l'uranium est bioaccumulable chez les poissons.

6.10.1 Paramètres dont la mesure est recommandée aux fins de la caractérisation des effluents seulement

Sulfosels totaux
- Le groupe de travail d'AQUAMIN a recommandé que les sulfosels totaux soient inclus dans la liste des paramètres à mesurer aux fins de la caractérisation des effluents (les sulfosels totaux sont mentionnés au tableau 4.1, mais non de façon explicite dans le texte du rapport) et que leur impact fasse l'objet d'un suivi dans le cadre de l'ESEE;
- Les sulfosels constituent un groupe d'anions oxysulfurés métastables formés par oxydation partielle des minéraux sulfurés pendant le traitement;
- Les sulfosels sont peu toxiques, mais leur oxydation dans les milieux aquatiques peut abaisser fortement le pH de l'eau;
- Les sulfosels ont été incriminés dans la réduction d'effectifs de poissons et d'organismes benthiques; et

- Des sulfosels peuvent se former dans les exploitations minières qui ont recours à la flottation pour la séparation des minéraux sulfurés, mais seulement quelques mines au Canada ont signalé des problèmes causés par les sulfosels.

6.10.2 Paramètres propres au site dont la mesure est recommandée aux fins du suivi de la qualité de l'eau seulement

Carbone organique dissous et carbone organique total

- Les teneurs en carbone organique dissous et en carbone organique total ont une incidence déterminante sur le devenir et la biodisponibilité des métaux.

Salinité

- La salinité est un important paramètre dans les milieux marins et peut être une source de contamination dans certaines mines d'uranium.

Profondeur optique ou transparence

- Mesurée sur le terrain, la profondeur optique est une mesure du degré de pénétration de la lumière dans l'eau et dépend de la couleur (constituants dissous) et de la turbidité (constituants particulaires) de l'eau;
- La profondeur optique se mesure à l'aide d'un disque de Secchi ou d'un turbidimètre; et
- Un faible degré de pénétration de la lumière peut réduire la productivité primaire dans l'eau et la capacité des prédateurs de trouver des proies.

Profondeur de l'eau

- La profondeur peut agir sur la température et la teneur en oxygène dissous de l'eau et sur le degré de dilution des effluents, autant de paramètres qui influent sur la toxicité des effluents.

Table des Matières

7.Essais de toxicité sublétale 7-1

7.1 Introduction 7-1
7.1.1 Aperçu 7-1
7.1.2 Utilisation des essais de toxicité sublétale 7-2
7.1.3 Fréquence des essais de toxicité sublétale 7-3
7.1.4 Emplacement de l'échantillonnage 7-4
7.1.5 Présentation des résultats 7-5

7.2 Description des essais de toxicité sublétale utilisant des organismes dulcicoles et marins 7-6
7.2.1 Essai d'inhibition de la croissance de la plante macroscopique Lemna minor 7-7
7.2.2 Essai d'inhibition de la croissance de l'algue Selenastrum capricornutum ... 7-7
7.2.3 Essai de reproduction et de survie sur le cladocère Ceriodaphnia dubia 7-8
7.2.4 Essai de croissance et de survie sur la tête-de-boule (Pimephales promelas) 7-9
7.2.5 Essai sur le développement de l'embryon de la truite arc-en-ciel (Oncorhynchus mykiss) 7-9
7.2.6 Essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats) 7-10
7.2.7 Essai de croissance et de survie sur des larves de capucette (Menidia beryllina) 7-11
7.2.8 Essai de croissance et de survie sur des larves de capucette barrée (Atherinops affinis) 7-12
7.2.9 Essai de reproduction sexuée sur la macroalgue rouge Champia parvula .. 7-13

7.3 Considérations relatives à la dilution de l'eau dans les essais de toxicité sublétale utilisant des organismes dulcicoles 7-14
7.3.1 Choix de l'eau de dilution 7-14
7.3.2 Prélèvement, expédition et entreposage des échantillons destinés aux essais de toxicité sublétale 7-20
7.3.3 Acclimatement des organismes d'essai 7-22
7.3.4 Essais préliminaires 7-25
7.3.4.1 Anomalies décelées durant les essais préliminaires 7-25
7.3.5 Essais de toxicité de l'effluent ou de l'eau de surface exposée à l'effluent. 7-26

7.4 Assurance de la qualité et contrôle de la qualité (AQ/CQ) 7-27

7.5 Utilisation des essais de toxicité sublétale pour résoudre les problèmes posés par les facteurs confondants 7-27
7.5.1 Essai de toxicité chronique Microtox 7-30

7.6 Recherche des causes 7-31

7.7 Références 7-31

Liste des tableaux

Tableau 7-1: Méthodes recommandées pour les essais de toxicité sublétale des effluents.7-3
Tableau 7-2: Spécifications des méthodes d'essai recommandées par Environnement Canada et recommandations pour le prélèvement, l'entreposage et l'utilisation de l'eau de dilution prélevée sur le site..... 7-17
Tableau 7-3: Volumes d'eau de dilution et d'eau témoin et volumes d'effluent correspondants recommandés pour les essais de toxicité sublétale* 7-21
Tableau 7-4: Préparation de divers niveaux de dureté et d'alcalinité 7-24

7. Essais de toxicité sublétale

7.1 Introduction

7.1.1 Aperçu

Le but des essais de toxicité sublétale est de répondre à la question suivante : " les résultats des essais de toxicité sublétale indiquent-ils que l'effluent de la mine peut affecter les poissons, les invertébrés ou les plantes aquatiques? " Des données de toxicité sublétale d'une qualité acceptable recueillies durant une période de temps grâce à des essais sur un effluent rejeté en un point précis peuvent fournir une indication du degré de variabilité de la qualité de l'effluent et des tendances temporelles ou saisonnières.

Pour répondre à la question énoncée ci-dessus, les mines devront réaliser quatre essais de toxicité sublétale utilisant des organismes dulcicoles (poisson, invertébré, algue et plante) ou trois essais de toxicité sublétale utilisant des organismes marins (poisson, invertébré et algue), selon le type de milieu récepteur étudié. L'importance des espèces dans l'environnement récepteur local devrait orienter le choix des espèces aux fins des essais. On trouvera au tableau 7.1 la liste des méthodes recommandées pour les essais de toxicité sublétale. L'information sur la sensibilité relative des différents essais de toxicité sublétale est présentée dans ESG (1999). Les échantillons utilisés pour l'évaluation de la toxicité sublétale de l'effluent seront des sous-échantillons provenant des échantillons prélevés durant la caractérisation de l'effluent (voir la section 6.1.1).

Au terme des trois premières années du programme d'ESEE, des modifications aux exigences régissant l'évaluation de la toxicité sublétale pourraient être recommandées à la suite de l'achèvement de l'examen national de l'ensemble du programme. Aux fins de cet examen national, les mines doivent proposer une interprétation fondée sur les caractéristiques propres au site des relations entre les résultats de l'évaluation de la toxicité sublétale et ceux des études des poissons et de la communauté d'invertébrés benthiques en vue de les intégrer dans le rapport d'interprétation. L'examen national sera mené à bien dans un délai raisonnable et prendra fin au plus tard deux ans après avoir été amorcé.

7.1.2 Utilisation des essais de toxicité sublétale

Dans le cadre du programme d'ESEE, les essais de toxicité sublétale peuvent être utilisés à deux fins :

1) estimer le potentiel d'impacts dans la zone exposée et estimer la portée géographique potentielle de la réaction sublétale d'après les résultats des essais de toxicité de l'effluent minier.
2) mesurer les changements de la qualité de l'effluent dans le temps engendrés par la modification des procédés de traitement de l'eau, des pratiques de gestion du ruissellement sur le site et du fonctionnement de la mine et par la mise en place de mesures d'atténuation du drainage acide.

Il convient de noter que l'utilisation de données de toxicité sublétale dans le cadre du programme d'ESEE vise à obtenir une estimation de l'ampleur des effets potentiels sur les composantes biologiques de la zone exposée, que ces composantes soient ou non mesurées directement sur le terrain.

Lorsque les données de toxicité sublétale donnent une CI_{25} (concentration d'effluent provoquant une inhibition de 25 % chez les organismes exposés) inférieure à 30 %, les mines sont encouragées à estimer la portée géographique de la réaction dans la zone exposée et à identifier la zone où la concentration d'effluent est comparable à la CI_{25}. Aux fins de cette estimation, elles devront considérer le débit de l'effluent et du plan d'eau récepteur pour le mois approprié. L'estimation de la portée géographique potentielle de la réaction peut être présentée sous la forme d'une carte.

Tableau 7-1: Méthodes recommandées pour les essais de toxicité sublétale des effluents.

Description de l'essai	Milieu récepteur	Espèces recommandées aux fins des essais	Méthodes
Développement des premiers stades des poissons	Eau de mer	Capucettes (*Menidia beryllina* ou *Atherinops affinis*)	US EPA, 1994a et 1995
	Eau douce	Tête-de-boule (*Pimephales promelas*)[1] ou truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)	EC, 1992a ou EC, 1998
Reproduction des invertébrés	Eau de mer	Échinides (oursins verts ou oursins plats)	EC, 1992b
	Eau douce	*Ceriodaphnia dubia*	EC, 1992c
Toxicité pour les plantes et les algues	Eau de mer - algue	*Champia parvula*	US EPA, 1994a
	Eau douce - algue	*Selenastrum capricornutum*	EC, 1992d ou MEQ, 1997[2]
	Eau douce - plante	*Lemna minor*	EC, 1999a

1. Si la tête-de-boule n'est pas une espèce indigène, utiliser la truite arc-en-ciel conformément à EC, 1998.
2. Dans certaines provinces ou certains territoires, les exigences régissant la conduite des essais utilisant le *Selenastrum* peuvent correspondre à celles décrites dans MEQ, 1997. Aux fins de l'harmonisation avec les exigences provinciales, l'utilisation de cette méthode dans le cadre du programme d'ESEE est jugée acceptable.

NOTE : Pour tous les essais de toxicité utilisant des organismes marins, il est recommandé de se conformer à la méthode proposée par Environnement Canada (2001) pour ajuster la salinité de l'effluent. Pour tous les essais de toxicité sublétale utilisant des organismes achetés, il est recommandé de respecter les exigences d'Environnement Canada (1999b) relatives à l'importation des organismes d'essai.

7.1.3 Fréquence des essais de toxicité sublétale

Les essais de toxicité sublétale seront effectués deux fois par année civile pendant les trois premières années du programme, le premier essai se faisant sur un échantillon d'effluent prélevé au plus tard six mois suivant la date à laquelle la mine sera devenue assujettie à l'article 7 du REMM *(annexe 5, par. 6(1))*..

Après les trois premières années du programme, le prélèvement des échantillons d'effluent et la conduite des essais de toxicité sublétale pourront être effectués une fois par année civile.

Une mine assujettie à l'article 7 du REMM pourra réaliser les essais de toxicité sublétale une fois par année au cours des trois premières années si, dans les six mois suivant la date à laquelle elle est devenue assujettie à l'article 7 du REMM, elle a présenté à l'agent d'autorisation un rapport exposant les résultats de six essais de toxicité sublétale effectués après le 31 décembre 1997 sur une espèce de poisson, une espèce d'invertébré et une espèce de plante ou d'algue *(annexe 5, par. 6(2))*.

Pour déterminer si elle peut utiliser dans le cadre du programme d'ESEE des données historiques de toxicité sublétale, une mine devrait prendre en compte les aspects suivants :

- les mesures d'AQ en laboratoire prévues dans les méthodes énumérées au tableau 7.1;
- le nombre d'espèces étudiées (au moins trois espèces permettant de répondre à la question sous-tendant la conduite des essais);
- l'âge des données (essais réalisés après le 31 décembre 1997);
- la nature des conditions d'exploitation de la mine (p. ex. les conditions d'exploitation sont-elles semblables à celles qui prévalaient lorsque les essais de toxicité sublétale ont été réalisés?);
- le fait qu'au moins un des essais de toxicité sublétale a été réalisé sur un échantillon d'effluent prélevé durant le suivi parallèle des poissons ou des invertébrés benthiques.

Prélèvement des échantillons

Les essais de toxicité sublétale seront effectués sur une portion aliquote d'échantillons d'effluent prélevés dans le cadre de la caractérisation de l'effluent (chapitre 6) *(annexe 5, par. 5(21))*.

Lors de la sélection de la période d'échantillonnage aux fins des essais de toxicité , les trois aspects suivants devraient être pris en compte :

1) la période où l'effluent risque le plus d'avoir des effets néfastes;
2) le moment où le suivi biologique est réalisé, de manière à pouvoir établir des liens avec les effets observés dans la zone exposée;
3) la saison (afin d'évaluer la variabilité saisonnière).

7.1.4 Emplacement de l'échantillonnage

L'échantillon d'effluent destiné aux essais de toxicité sublétale sera prélevé au point de rejet final de la mine pouvant avoir les effets les plus négatifs sur l'environnement, compte tenu :

- des charges totales mensuelles des substances nocives (telles que calculées conformément au paragraphe 20(2) du REMM; et
- de la façon dont l'effluent se mélange dans la zone exposée.

La mine devrait tenir compte des données historiques amassées lors de la caractérisation du site ou des résultats des essais de toxicité sublétale. Dans le cas où il est difficile de savoir quelle source de rejet risque le plus d'avoir des effets néfastes sur l'environnement, la mine peut choisir d'effectuer des essais de toxicité sublétale à l'aide d'une concentration unique pour déterminer quelle source engendre les réponses sublétales les plus intenses.

Pour estimer l'intensité des réponses engendrées par chaque source de rejet, il est recommandé d'observer et de noter le temps écoulé avant l'apparition de la réponse (p. ex. après avoir exposé des *Ceriodaphnia* adultes à des échantillons d'effluent non dilués provenant de chaque source, on note le temps écoulé avant l'apparition d'une réponse de 25 % ou de 50 %). Si l'objectif premier est d'observer la survie, le TL_{25} ou le TL_{50} (temps écoulé entre l'exposition initiale et la mort de 25 % ou de 50 % des sujets exposés) est la mesure terminale ciblée. En pareilles circonstances, la conduite d'essais utilisant une concentration unique représente l'approche la plus efficace par rapport au coût pour déterminer quelle source de rejet risque le plus d'avoir des effets néfastes sur l'environnement récepteur.

7.1.5 Présentation des résultats

Les résultats des essais de toxicité sublétale seront présentés à l'agent d'autorisation dans le rapport sur le suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau. Ce rapport devra être soumis au plus tard le 31 mars de chaque année, pour les résultats enregistrés au cours de l'année civile précédente, et devra inclure, pour les essais de toxicité sublétale, les renseignements suivants :

- les dates de prélèvement des échantillons aux fins des essais de toxicité sublétale;
- l'emplacement du point de rejet final à partir duquel les échantillons ont été prélevés aux fins des essais de toxicité sublétale et des données sur la façon dont ce point a été choisi;
- les résultats des essais de toxicité sublétale;
- une description des mesures d'AQ/CQ appliquées et des données sur la mise en œuvre de ces mesures.

7.2 Description des essais de toxicité sublétale utilisant des organismes dulcicoles et marins

On trouvera dans les pages qui suivent une brève description des essais de toxicité sublétale utilisant des organismes dulcicoles et marins recommandés aux fins du programme d'ESEE.

Pour les essais en eau douce, on peut utiliser l'eau du laboratoire ou du site comme source d'eau de dilution et d'eau témoin. Pour les essais utilisant des organismes marins ou estuariens, la mine peut utiliser soit de l'eau de mer non polluée ou de l'eau de mer artificielle produite à partir de saumure hautement concentrée (SHC).

Aux fins de l'AQ/CQ, le laboratoire doit valider et tenir des registres détaillés de tous les aspects concernant les échantillons, les organismes utilisés, l'entretien des cultures, les conditions dans lesquelles se sont déroulés les essais, le matériel et les résultats obtenus. La validité des données sur la toxicité des effluents est établie au moyen d'un essai faisant appel à une substance toxique de référence. Les données successives de référence sur les substances toxiques sont portées sur un graphique de contrôle. Si les résultats sont compris à l'intérieur des limites prévues, le rendement du lot d'organismes utilisés aux fins des essais est validé. Les exigences minimales se rattachant à la présentation des résultats sont énoncées dans les méthodes d'essai.

La conduite des essais peut nécessiter :

- une enceinte ou chambre d'incubation à température et éclairement contrôlés;
- des équipement pour l'évaluation de la toxicité (enceintes d'exposition);
- des installations pour la culture ou l'élevage des algues, des macrophytes, des invertébrés et des poissons;
- des compteurs de particules;
- des aquariums de confinement;
- de l'eau propre non chlorée ou de l'eau de mer non contaminée;
- de l'eau désionisée/distillée.

Le personnel technique affecté aux essais devrait posséder les compétences voulues pour pratiquer la culture ou l'élevage des algues, des macrophytes, des invertébrés et des poissons et réaliser des essais de toxicité en se conformant aux techniques d'aseptisation.

Des description plus détaillées sont présentées dans les documents exposant chacune des méthodes.

7.2.1 Essai d'inhibition de la croissance de la plante macroscopique Lemna minor

Objet : Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur la croissance d'une plante d'eau douce. Le résultat est exprimé comme la concentration à laquelle le nombre ou la croissance des frondes est réduit de 25 % (la mesure terminale statistique est une CI_{25}).

Description : Le *Lemna minor* (lenticule mineure ou lentille d'eau) est une petite plante vasculaire macrophyte qui prolifère à la surface ou immédiatement sous la surface des plans d'eau douce (étangs, lacs, eaux stagnantes et zones calmes des cours d'eau). Cette macrophyte commune se rencontre pratiquement partout dans le monde, des zones tropicales aux zones tempérées, et dans la plupart des régions du Canada. Sa croissance est rapide et s'effectue par ramification latérale. Les macrophytes sont des plantes à fleurs d'ordre supérieur qui constituent une composante essentielle des écosystèmes en raison de leur importance comme source de nourriture et comme habitat protecteur pour les jeunes larves de poisson.

Des plantes âgées de 7 à 10 jours et présentant une croissance rapide (la taille typique de la fronde *Lemna minor* est alors de 1 cm) sont exposées pendant sept jours à une série de concentrations de l'échantillon d'effluent dilué dans le milieu de croissance, sous incubation à 25 °C en présence d'un éclairement continu et de conditions statiques. Les plantes sont acclimatées au milieu d'essai 24 heures avant le début de l'essai. Les feuilles sont comptées et pesées à la fin de l'essai, et la croissance des plantes exposées est comparée statistiquement à celle des plantes témoins. Pour que l'essai soit valide, le nombre de feuilles chez les plantes témoins doit avoir décuplé à la fin de l'essai. Le volume d'effluent requis aux fins de l'essai est d'environ 1 à 2 litres.

Méthode : Méthode d'essai biologique : essai de mesure de l'inhibition de la croissance de la plante macroscopique dulcicole, *Lemna minor* (Méthode de référence SPE 1/RM/37), mars 1999, publiée par le ministère de l'Environnement).

Coût : 760 $ (coût moyen exigé par 5 laboratoires accrédités CAEAL/MEF – Étude effectuée en mars 1999 par Environnement Canada).

7.2.2 Essai d'inhibition de la croissance de l'algue *Selenastrum capricornutum*

Objet : Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur la croissance d'une algue unicellulaire d'eau douce. Le résultat est exprimé comme la concentration à laquelle le nombre de cellules est réduit de 25 % (la mesure statistique est une CI_{25}).

Description : Le *Selenastrum capricornutum*, algue verte unicellulaire non mobile en forme de croissant (40 à 60 μm^3), est présente dans la plupart des plans d'eau douce de l'Amérique du Nord. Sa morphologie uniforme en fait une candidate idéale pour les

numérations au compteur électronique de particules. Cette algue s'agglutine rarement, car elle ne possède pas de structures complexes et ne forme pas de chaînes. La croissance est suffisamment rapide pour permettre une numération précise des cellules après 72 heures.

Des sujets axéniques (c.-à-d. issus de cultures pures préparées aseptiquement) à croissance exponentielle sont exposés aux solutions d'essai dans une microplaque statique à 96 cupules. Les algues sont exposées à une série de dilutions de l'échantillon d'effluent filtré, sur plusieurs générations, à température constante (24 °C) et sous éclairement continu pendant 72 heures. Le nombre de cellules algales formées dans les solutions exposées est comparé au nombre présent dans les solutions témoins. Un effluent est considéré comme toxique s'il inhibe de façon statistiquement significative et dépendante de la dose la croissance des algues. L'essai nécessite moins de 1 litre d'effluent.

Méthode : Méthode d'essai biologique : essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce *Selenastrum capricornutum* (Méthode de référence SPE EPS 1/RM/25), novembre 1992, modifiée en novembre 1997, publiée par le ministère de l'Environnement.
Ou : Détermination de l'inhibition de la croissance chez l'algue *Selenastrum capricornutum* (méthode de référence MA 500-S, 2.0). Septembre 1997, publiée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Ministère de l'Environnement du Québec (MEQ).

Coût : 497 $ (coût moyen exigé par 10 laboratoires accrédités CAEAL/MEF – Étude effectuée en mars 1999 par Environnement Canada).

7.2.3 Essai de reproduction et de survie sur le cladocère *Ceriodaphnia dubia*

Objet : Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur la reproduction d'un invertébré. Les résultats sont exprimés comme la concentration à laquelle le nombre moyen de jeunes par femelle est réduit de 25 % (CI_{25}). Si la mortalité est importante, on peut calculer la concentration létale pour 50 % de la population exposée (la mesure statistique est une CL_{50}).

Description : Le *Ceriodaphnia* est une espèce zooplanctonique abondante à l'échelle de l'Amérique du Nord dans les lacs, les étangs et les zones calmes des cours d'eau. Aux fins de l'essai, les *Ceriodaphnia* sont séparés de façon à retrouver une femelle adulte par éprouvette et à obtenir 10 répétitions par concentration. De jeunes cladocères âgés de moins de 24 heures sont exposés à au moins cinq concentrations de l'effluent et à une solution témoin sous incubation à 20 °C. L'essai est déclaré achevé quand au moins 60 % des cladocères témoins survivants ont produit trois couvées de larves néonates (7 à 8 jours). Chaque jour pendant le déroulement de l'essai, la survie des adultes est évaluée, les jeunes produits sont éliminés et dénombrés, et les solutions d'essai sont renouvelées. À la fin de l'essai, le nombre d'adultes survivants et le nombre de jeunes produits par adulte dans les groupes exposés à l'effluent sont comparés aux mêmes paramètres dans les groupes témoins. L'essai nécessite 3 à 4 litres d'effluent.

Méthode **:** Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère *Ceriodaphnia dubia* (Rapport SPE 1/RM/21), février 1992, modifiée en novembre 1997, publiée par le ministère de l'Environnement.

Coût : 947 $ (coût moyen exigé par 11 laboratoires accrédités CAEAL/MEF – Étude effectuée en mars 1999 par Environnement Canada).

7.2.4 Essai de croissance et de survie sur la tête-de-boule *(Pimephales promelas)*

Objet **:** Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur des poissons aux premiers stades de leur cycle biologique. Les résultats sont exprimés comme la concentration à laquelle la croissance et la survie des larves sont réduites de 25 % (CI_{25}). Si la mortalité est importante, on peut calculer la concentration létale pour 50 % de la population exposée (la mesure terminale statistique est une CL_{50}).

Description : La tête-de-boule est un petit poisson d'eau tempérée qu'on retrouve partout en Amérique du Nord dans les étangs et les portions lentes des cours d'eau. La femelle pond ses œufs sur la face inférieure d'une surface dure, et c'est le mâle qui veille sur la ponte jusqu'à l'éclosion. Des larves de tête-de-boule âgées de moins de 24 heures sont exposées pendant sept jours à au moins cinq concentrations d'effluent et à une solution témoin sous incubation à 20 °C. Pendant ces sept jours, les larves sont nourries d'artémias deux fois par jour et les solutions d'essai et les solutions témoins sont remplacées quotidiennement. Au terme de cette période d'exposition de sept jours, les larves survivantes sont dénombrées et pesées individuellement pour calculer les changements de croissance, et la croissance des larves exposées est comparée statistiquement à celle des larves témoins. L'essai nécessite environ 40 litres d'effluent.

Méthode **:** Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie sur des larves de tête-de-boule (Rapport SPE 1/RM/22), février 1992, modifié en novembre 1997, publiée par le ministère de l'Environnement.

Coût : 1 019 $ (coût moyen exigé par 11 laboratoires accrédités CAEAL/MEF – Étude effectuée en mars 1999 par Environnement Canada).

7.2.5 Essai sur le développement de l'embryon de la truite arc-en-ciel *(Oncorhynchus mykiss)*

Objet **:** Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur des poissons aux premiers stades de leur cycle biologique. Les résultats sont exprimés comme la concentration à laquelle la viabilité de l'embryon est réduite de 25 % (la mesure terminale statistique est une CE_{25}).

Description : La truite arc-en-ciel est une espèce commune dans les rivières aux eaux froides et propres d'Amérique du Nord. Dans certaines régions, l'espèce n'est pas indigène, mais elle a été introduite dans le bassin. La truite arc-en-ciel fait l'objet dans tout le pays d'un élevage dans des écloseries commerciales. Les adultes migrent vers les eaux peu profondes pour frayer dans le gravier propre. Les œufs sont enfouis dans le gravier, et les jeunes s'y développent jusqu'à ce que leur vésicule vitelline se soit résorbée.

Aux fins de l'essai sur le développement de l'embryon, des œufs de truite arc-en-ciel récemment fécondés sont exposés à une série de concentrations de l'échantillon d'effluent pendant sept jours à 14 °C. Les solutions d'essai sont renouvelées quotidiennement. Les embryons morts sont dénombrés et éliminés pendant l'essai. À la fin de l'essai, la viabilité des embryons est évaluée, les embryons en santé sont dénombrés, et des comparaisons statistiques sont effectuées entre les groupes exposés et témoins. L'essai nécessite environ 80 à 90 litres d'effluent.

Méthode : Méthode d'essai biologique : essais toxicologiques sur des salmonidés (truite arc-en-ciel) aux premiers stades de leur cycle biologique (Méthode de référence SPE 1/RM/28) juillet 1998,) publiée par le ministère de l'Environnement.

Coût : 1 787 $ (coût moyen exigé par 6 laboratoires accrédités CAEAL/MEF – Étude effectuée en mars 1999 par Environnement Canada).

7.2.6 Essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats)

Objet : Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur le succès de la fécondation des œufs d'échinides. Les résultats sont exprimés comme la concentration à laquelle le nombre d'œufs fécondés est réduit de 25 % (la mesure terminale est alors une CI_{25}).

Description : Les échinides sont considérés comme des invertébrés évolués et complexes sur le plan structural. Sept espèces d'oursins et trois espèces de clypéasters (oursins plats) se rencontrent couramment dans les eaux côtières marines du Canada. La reproduction des échinides matures et gravides, mâles et femelles, est stimulée par une injection de chlorure de potassium. La semence d'au moins 3 mâles est regroupée, et les rapports sont ajustés pour obtenir le rapport spermatozoï des : œufs recherché. Les œufs d'au moins 3 femelles sont regroupés, et les nombres sont ajustés pour obtenir 2 000 œufs/mL. Le sperme est exposé pendant 10 à 20 min (selon l'option retenue pour l'essai) à une série de concentrations de l'échantillon d'effluent. Les œufs sont ensuite introduits dans les flacons pendant une période d'exposition additionnelle de 10 à 60 min. L'essai se termine avec l'ajout de formol. Les œufs préservés (de l'ordre de 100 à 200 œufs) sont alors dénombrés et classés en deux groupes, fécondés ou non, sous un microscope à grossissement 100X.

Pour que l'essai soit valide, le taux de fécondation dans la solution témoin doit être supérieur à 50 % mais inférieur à 100 %, et la courbe dose-effet doit être positive et logique. L'essai nécessite environ 1 litre d'effluent.

Méthode : Méthode d'essai biologique : essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats) (Méthode de référence SPE 1/RM/27), décembre 1992, modifiée en novembre 1997), publiée par le ministère de l'Environnement.

Il est recommandé de suivre la méthode proposée par Environnement Canada (2001) pour ajuster la salinité de l'effluent et de l'eau de dilution et préparer la saumure hyperconcentrée (SHC).

Coût : 1 140 $ (Rapport du Groupe de travail des experts en toxicologie – Examen des pâtes et papiers, cycle 1, et recommandations pour le cycle 2, mai 1997).

7.2.7 Essai de croissance et de survie sur des larves de capucette (*Menidia beryllina*)

Objet : Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur des larves de poisson. Le résultat est exprimé comme la concentration à laquelle la croissance des larves est réduite de 25 % (CI_{25}). Si la mortalité est importante, il est possible de calculer la concentration létale pour 50 % de la population étudiée (la mesure terminale statistique est une CI_{50}).

Description : La capucette est un petit poisson qui occupe des habitats divers et tolère une vaste gamme de température (2,9 à 32,5 °C) et de salinité (0 à 58 g/kg). La capucette est une espèce multifraye, et la ponte peut être induite par une interruption diurne de la circulation de l'eau dans les bassins de culture. Les œufs adhèrent à la végétation dans le milieu naturel ou à la soie des filtres dans les bassins de laboratoire. Les œufs éclosent en 6 à 7 jours lorsqu'ils sont incubés à 25 °C et maintenus dans de l'eau de mer dont la salinité est de 5 à 30 g/kg.

Des larves âgées de 7 à 11 jours sont exposées à au moins 5 concentrations de l'échantillon d'effluent et à une solution témoin pendant 7 jours à 25 °C dans un système à renouvellement périodique. Pendant ces sept jours, les larves sont nourries d'artémias deux fois par jour, et les solutions sont renouvelées quotidiennement. À la fin des sept jours d'exposition, les larves survivantes sont dénombrées et pesées individuellement pour calculer les changements dans la croissance, et des comparaisons statistiques sont effectuées entre les groupes exposés à l'effluent et les groupes témoins. Pour que l'essai soit valide, le poids sec moyen des larves témoins doit être ≥ 0,50 mg, et le taux de survie des larves témoins doit être ≥ 80 %. L'essai nécessite environ 40 litres d'effluent.

Méthode : Short Term Methods for Estimating Chronic Toxicity of Effluent and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms (Third Edition) (Reference Method

EPA/600/4-91/003), August 1994, published by the U.S. Environmental Protection Agency.

Il est recommandé de suivre la méthode proposée par Environnement Canada (2001) pour ajuster la salinité de l'effluent et de l'eau de dilution et préparer la saumure hyperconcentrée (SHC).

Il convient également de respecter les exigences sur l'importation des organismes d'essai (Environnement Canada, 1999b) lorsqu'on achète des organismes en vue de les employer immédiatement dans des essais de toxicité sublétale.

* En cas d'utilisation de la méthode de l'US EPA, les exigences minimales se rattachant à la présentation de rapports énoncées dans la méthode proposée par Environnement Canada devraient être suivies.

Coût : 1 510 $ (Rapport du Groupe de travail des experts en toxicologie – Examen des pâtes et papiers, cycle 1, et recommandations pour le cycle 2, mai 1997).

7.2.8 Essai de croissance et de survie sur des larves de capucette barrée (*Atherinops affinis*)

Objet : Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur des larves de poisson. Le résultat est exprimé comme la concentration à laquelle la croissance des larves est réduite de 25 % (CI_{25}). Si la mortalité est importante, il est possible de calculer la concentration létale pour 50 % de la population étudiée (la mesure terminale statistique est une CL_{50}).

Description : La capucette barrée est un petit poisson retrouvé du golfe de Californie jusqu'à l'île de Vancouver. Elle se reproduit de mai à août, pondant ses œufs sur des algues benthiques dans le fond des estuaires et des baies. On a réussi à provoquer une fraye hors saison chez une population maintenue en laboratoire. Le déclenchement de la fraye est induit par une combinaison de trois stimuli environnementaux : éclairement, cycle des marées et température.

Des larves âgées de 9 à 15 jours sont exposées à au moins 5 concentrations de l'échantillon d'effluent et à une solution témoin pendant 7 jours à 20 °C dans un système à renouvellement périodique. Pendant ces sept jours, les larves sont nourries d'artémias deux fois par jour et les solutions sont renouvelées quotidiennement. À la fin des sept jours d'exposition, les larves survivantes sont dénombrées et pesées individuellement pour calculer les changements dans la croissance; et des comparaisons statistiques sont effectuées entre les groupes exposés à l'effluent et les groupes témoins. Pour que l'essai soit valide, le poids sec moyen des larves témoins doit être ≥ 0,85 mg, et le taux de survie des larves témoins doit être ≥ 80 %. L'essai nécessite environ 40 litres d'effluent.

Méthode : Short Term Methods for Estimating Chronic Toxicity of Effluent and Receiving Waters to West Coast Marine and Estuarine Organisms (First Edition) (Reference Method EPA/600/R-95/136), August 1995, published by the U.S. Environmental Protection Agency.

Il est recommandé de suivre la méthode proposée par Environnement Canada (2001) pour ajuster la salinité de l'effluent et de l'eau de dilution et préparer la saumure hautement concentrée.

Il convient également de respecter les exigences sur l'importation des organismes d'essai (Environnement Canada, 1999b) lorsqu'on achète des organismes en vue de les employer immédiatement dans des essais de toxicité sublétale.

* En cas d'utilisation de la méthode de l'US EPA, les exigences minimales se rattachant à la présentation de rapports énoncées dans la méthode proposée par Environnement Canada devraient être suivies.

Coût : 1 600 $ (Michelle Fennell, Centre des sciences de l'environnement du Pacifique, comm. pers.).

7.2.9 Essai de reproduction sexuée sur la macroalgue rouge *Champia parvula*

Objet : Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur la reproduction sexuée d'une macroalgue rouge marine. Le résultat est exprimé comme la concentration à laquelle le nombre de cystocarpes est réduit de 25 % (la mesure terminale statistique est une CI_{25}).

Description : Le plant mature de *Champia parvula* est creux, cloisonné et fortement ramifié. La propagation sexuée de nouvelles cultures est possible par bouturage (ramifications excisées), et le matériel de clonage peut ainsi être maintenu indéfiniment. Deux ramifications mâles et cinq ramifications femelles sexuellement matures sont exposées dans un système statique pendant 2 jours à une série de concentrations de l'échantillon d'effluent, puis placées pour une période de récupération de 5 à 7 jours dans une solution témoin. La période de récupération permet le développement sur les ramifications femelles des cystocarpes résultant de la fécondation induite pendant la période d'exposition.

Pour que l'essai soit valide, la mortalité des femelles témoins doit être $\leq$ 20 %, et le nombre moyen de cystocarpes par plant femelle témoin doit être $\geq$ 10. L'essai nécessite environ 2 litres d'effluent.

Méthode : Short Term Methods for Estimating Chronic Toxicity of Effluent and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms (Third Edition) (Reference Method

EPA/600/4-91/003), August 1994, published by the U.S. Environmental Protection Agency.

Il est recommandé de suivre la méthode proposée par Environnement Canada (2001) pour ajuster la salinité de l'effluent et de l'eau de dilution et préparer la saumure hautement concentrée.

* En cas d'utilisation de la méthode de l'US EPA, les exigences minimales se rattachant à la présentation de rapports énoncées dans la méthode proposée par Environnement Canada devraient être suivies.

Coût : 1 760 $ (Rapport du Groupe de travail des experts en toxicologie – Examen des pâtes et papiers, cycle 1, et recommandations pour le cycle 2, mai 1997).

7.3 Considérations relatives à la dilution de l'eau dans les essais de toxicité sublétale utilisant des organismes dulcicoles

7.3.1 Choix de l'eau de dilution

Les méthodes d'essai de toxicité sublétale recommandées aux fins du programme d'ESEE du secteur minier précisent les conditions et les procédures qui doivent être respectées durant la culture et les essais (Environnement Canada, 1992a, b, c, 1998, 1999a ; US EPA, 1994a, 1994b, 1995). Certaines décisions sont laissées à la discrétion du laboratoire, du moment que les critères d'acceptabilité de l'essai normalisé sont respectés. Par exemple, les méthodes normalisées d'essais sur le *Ceriodaphnia*, la tête-de-boule, le *Selenastrum* et la truite arc-en-ciel permettent l'utilisation d'eau souterraine ou d'eau de surface non contaminée, d'eau du robinet déchlorée ou d'eau reconstituée comme source d'eau pour la culture ou d'eau témoin et d'eau de dilution pour les essais si l'eau choisie ne compromet ni la santé des organismes, ni la validité des résultats de l'essai (tableau 7.2).

La plupart des laboratoires canadiens utilisent une " eau normalisée " de laboratoire pour les besoins courants des cultures et des essais. Cette eau est généralement fournie au laboratoire par la municipalité et est soit désionisée et reconstituée, soit déchlorée, soit les deux. L'utilisation de cette eau de laboratoire comporte les avantages suivants :

- sa qualité peut être maintenue à un niveau constant, et le risque de contamination par des produits chimiques ou des organismes indésirables et(ou) nocifs est minime;
- le suivi régulier de la chimie de l'eau et de la santé des cultures et la réalisation d'essais avec des substances toxiques de référence permettent de s'assurer que l'eau est d'une qualité acceptable pour les essais de toxicité;
- les cultures étant maintenues dans l'eau de laboratoire, aucun acclimatement supplémentaire des organismes n'est requis aux fins des essais d'exposition à des

effluents ou substances chimiques lorsque cette eau est utilisée comme eau témoin et eau de dilution;
- l'eau de laboratoire est normalement employée dans les essais réglementaires partout au Canada, car elle fournit une mesure de la toxicité inhérente des effluents et permet de comparer la qualité des effluents dans le temps.

Au cours du programme d'ESEE du secteur minier, les laboratoires effectueront vraisemblablement la plupart de leurs essais de toxicité sublétale avec de l'eau de laboratoire comme source d'eau témoin et d'eau de dilution afin de pouvoir comparer leurs résultats entre eux et dans le temps. Dans les nombreux cas où la toxicité des effluents sera mesurable, on peut aussi prévoir que cette toxicité sera attribuée à des substances inorganiques comme les métaux et l'ammoniac dont la puissance sera affectée par des caractéristiques spécifiques au site comme le pH, l'alcalinité et la dureté. Ces caractéristiques peuvent être reproduites en laboratoire si l'on souhaite que les résultats de l'essai reflètent les conditions du site. Toutefois, une mine peut décider d'évaluer la toxicité de son effluent à l'aide d'eau de surface non exposée (comme source d'eau témoin et d'eau de dilution), mais elle doit dans ce cas prélever l'échantillon en amont du point de rejet, ou à proximité du point de rejet mais à une distance suffisante pour que cet échantillon ne pas être exposé à l'effluent. Par ailleurs, la mine peut également utiliser une zone de référence dont les caractéristiques physiques ou chimiques sont semblables à celles du site pour obtenir l'eau témoin et l'eau de dilution nécessaire au déroulement des essais.

L'utilisation d'eau de surface non exposée peut être particulièrement utile pour :

Estimer l'effet atténuant ou stimulant de l'eau de surface non exposée utilisée comme eau de dilution sur l'expression de la toxicité de l'effluent ou de l'eau de surface exposée à l'effluent.

Bien que des essais parallèles portant sur des effluents et des eaux de surface exposées à des effluents et utilisant de l'eau des sites étudiés et de l'eau de laboratoire à dureté ajustée aient produit des résultats similaires (BEAK, 1998, 1999), il est impossible de simuler toutes les caractéristiques physiques ou chimiques de l'eau du site en utilisant de l'eau de laboratoire. En conséquence, si certaines caractéristiques de l'eau du site autres que la dureté, l'alcalinité et le pH jouent un rôle déterminant dans l'expression de la toxicité, il peut être nécessaire d'utiliser de l'eau du site pour bien comprendre les effets qui sont propres au site.
L'eau de surface non exposée peut être de l'eau du site de la mine qui a été prélevée en amont d'un point de rejet d'effluent ou dans une zone de référence voisine. Les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau de surface non exposée du site de la mine peuvent varier dans le temps.

L'utilisation d'eau de surface non exposée comme source d'eau témoin et d'eau de dilution comporte toutefois les inconvénients suivants :

- les essais peuvent nécessiter des volumes relativement importants d'eau de surface non exposée, et cette exigence peut entraîner une augmentation des coûts de prélèvement, d'expédition et d'entreposage des échantillons d'eau du site (les recommandations relatives aux volumes requis aux fins des essais sont exposées aux sections 7.2.1 à 7.2.9);
- certains organismes de laboratoire doivent être acclimatés à l'eau de surface non exposée si cette eau présente des caractéristiques physiques et chimiques nettement différentes de celles de l'eau de laboratoire (voir la section 7.3.3);
- il faut obligatoirement passer l'eau dans un filtre de 60 µm pour éviter que les micro-organismes ou macro-organismes indigènes présents dans l'eau de surface ne compromettent la santé des organismes utilisés dans le cadre des essais de laboratoire.

L'utilisation d'eau de surface non exposée comme source d'eau témoin et d'eau de dilution ne comporte pas que des inconvénients pratiques et s'avère au contraire l'option à privilégier dans bien des cas. Les avantages associées à son utilisation sont les suivants :

- elle reflète les caractéristiques physiques et chimiques du milieu récepteur;
- les essais réalisés avec de l'eau de surface non exposée reflètent probablement mieux l'influence des caractéristiques du milieu récepteur (p. ex. pH, dureté) sur la puissance des substances que ceux effectués avec de l'eau de laboratoire.

Il convient de noter que l'utilisation d'eau du site comme source d'eau de référence comporte un risque de réactions sublétales. Beak (1998) attribue ce problème à la présence de micro-organismes indigènes infectant les organismes de laboratoire. L'équipe de Beak est parvenue à réduire la mortalité provoquée par ces micro-organismes en faisant bouillir l'eau du site avant de l'utiliser pour les essais.

Dans le cadre d'une vaste analyse des études de toxicité, Sprague (1997) a comparé les résultats des essais de toxicité à l'impact sur les eaux réceptrices et a conclu que les effets mesurés dans les essais de toxicité sublétale sont généralement corrélés aux effets environnementaux, particulièrement si de l'eau prélevée en amont du point de rejet de l'effluent est employée comme source d'eau témoin et d'eau de dilution.

Quand l'objet d'un essai de toxicité sublétale est d'estimer les effets propres au site des contaminants, l'emploi d'eau de surface non exposée prélevée à proximité de la mine comme source d'eau témoin et d'eau de dilution est recommandé par Environnement Canada, l'US EPA et l'ASTM dans leurs documents sur les méthodes recommandées et guides connexes (Environnement Canada, 1992 a, b, c, 1998, 1999a; US EPA, 1994a; ASTM, 1998). Il est aussi possible de comparer la toxicité propre au site à celle mesurée dans un essai utilisant de l'eau de laboratoire pour ajuster les critères nationaux recommandés pour la qualité de l'eau de façon à mieux refléter les caractéristiques du site (US EPA, 1994c).

Tableau 7-2 Spécifications des méthodes d'essai recommandées par Environnement Canada et recommandations pour le prélèvement, l'entreposage et l'utilisation de l'eau de dilution prélevée sur le site.

Critères	*Ceriodaphnia dubia*	Tête-de-boule	*Selenastrum capricornutum*	*Lemna minor*	Embryon de truite arc-en-ciel
Eau de dilution acceptable					
Pour la culture	Eau souterraine ou de surface non contaminée, eau déchlorée, reconstituée, eau minérale diluée ou eau réceptrice.	Eau souterraine ou de surface ou eau déchlorée non contaminée.	Milieu de culture.	Milieu Hoagland E+ .	Eau souterraine, de surface, reconstituée, déchlorée, eau réceptrice.
Pour les essais	Eau reconstituée, déchlorée, souterraine ou de surface non contaminée, eau réceptrice.	Eau reconstituée, déchlorée, souterraine ou de surface non contaminée, eau réceptrice.	Eau de qualité " réactif ", eau réceptrice, souterraine ou de surface non contaminée ou eau reconstituée.	Milieu de croissance APHA modifié, milieu de croissance SIS, eau réceptrice.	Eau souterraine, de surface, reconstituée, déchlorée, eau réceptrice.
Eau du site					
Point de prélèvement	En amont ou dans une zone adjacente non exposée à l'effluent.	En amont ou dans une zone adjacente non exposée à l'effluent.	En amont ou dans une zone adjacente non exposée à l'effluent.	En amont ou dans une zone adjacente non exposée à l'effluent.	En amont ou dans une zone adjacente non exposée à l'effluent.
Méthode de prélèvement	Comme pour l'effluent.	Comme pour l'effluent.	Comme pour l'effluent.	Comme pour l'effluent.	Comme pour l'effluent.
Méthode d'acclimatement	Acclimater au moins 2 générations de géniteurs avant de recueillir des néonates pour les essais.	Acclimater des géniteurs avant d'entreprendre les essais.	Aucun acclimatement requis.	Placer les plantes dans de l'eau de dilution prélevée sur le site, 18 à 24 heures avant les essais.	Aucun acclimatement requis.
Justification de l'acclimatement	Lorsque les plages de dureté et d'alcalinité équivalent à ±20 % de celles recommandées pour l'eau de culture.	Lorsque les plages de dureté et d'alcalinité équivalent à ±20 % de celles recommandées pour l'eau de culture.	s/o	Nécessaire pour tous les types de milieu d'essai.	s/o
Traitements	Filtration 60 µm, ébullition si nécessaire.	Filtration 60 µm, ébullition si nécessaire.	Filtration 0,45 µm.	Filtration 1 µm, puis 0,22 µm, milieu additionné d'éléments nutritifs.	Filtration 60 µm, ébullition si nécessaire.
Entreposage	De préférence pas plus de 14 jours; maximum d'un mois à 4 °C; éliminer tout espace vide dans le contenant.	De préférence pas plus de 14 jours; maximum d'un mois à 4 °C; éliminer tout espace vide dans le contenant.	De préférence pas plus de 14 jours; maximum d'un mois à 4 °C; éliminer tout espace vide dans le contenant.	De préférence pas plus de 14 jours; maximum d'un mois à 4 °C; éliminer tout espace vide dans le contenant.	De préférence pas plus de 14 jours; maximum d'un mois à 4 °C; éliminer tout espace vide dans le contenant.

Pendant les essais de toxicité	Inclure un témoin d'eau de laboratoire. Si les résultats de l'essai préliminaire montrent un appauvrissement , faire bouillir l'eau. Si les résultats restent négatifs, employer de l'eau de laboratoire dont la dureté a été ajustée au préalable.	Inclure un témoin d'eau de laboratoire. Si les résultats de l'essai préliminaire montrent un appauvrissement , faire bouillir l'eau. Si les résultats restent négatifs, employer de l'eau de laboratoire dont la dureté a été ajustée au préalable.	Inclure un témoin d'eau de qualité " réactif ".	Inclure un témoin d'eau de laboratoire.	Inclure un témoin d'eau de laboratoire. Si les résultats de l'essai préliminaire montrent un appauvrissement, faire bouillir l'eau. Si les résultats restent négatifs, employer de l'eau de laboratoire dont la dureté a été ajustée au préalable.

Si l'emploi d'eau de dilution de surface non exposée pour prédire les effets spécifiques au site est couramment accepté, c'est parce qu'on connaît l'interaction des contaminants avec les caractéristiques de la qualité de l'eau. Par exemple, il est établi que les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, comme le pH, l'alcalinité et la dureté, influent sur la toxicité des métaux (l'action de ces facteurs a été examinée par Wang, 1986, et Sprague, 1995). Toutefois, des études récentes comparant les résultats d'essais de toxicité sur des effluents et des eaux de surface exposées à des effluents de quatre mines différentes ont révélé que l'utilisation d'eau de surface non exposée ou d'eau de laboratoire comme source d'eau de dilution fournit des estimations comparables de la toxicité, en particulier si la dureté, l'alcalinité et le pH de l'eau de laboratoire ont été ajustées en fonction des mêmes paramètres de l'eau du site (BEAK, 1998, 1999). En conséquence, l'utilisation d'eau de dilution prélevée sur le site n'est pas toujours nécessaire, puisqu'il est possible de préparer les eaux de laboratoire de manière à ce qu'elles reflètent certaines caractéristiques de l'eau du site comme la dureté, le pH et l'alcalinité.

La présence de teneurs élevées en carbone organique est une caractéristique importante de certaines eaux de sites miniers dont on sait qu'elles atténuent les effets de la toxicité des métaux en réduisant leur biodisponibilité. Des concentrations de carbone organique dissous (COD) pouvant atteindre 58 mg/L ont été observées dans certains lacs de l'Ontario (Nearly, 1990, cité par Welsh *et al.*, 1993). La présence de telles concentrations peut influer sur l'expression de la toxicité des métaux dans les matrices d'effluent ou d'eau de surface exposée à l'effluent. Toutefois, aucune différence significative dans la réaction des organismes n'a été observée dans le cadre d'essais parallèles de toxicité d'un effluent minier réalisés avec de l'eau du site présentant une concentration modérément élevée de carbone organique (concentration de carbone organique total de 9,4 mg/L) et de l'eau de laboratoire dont la dureté avait été préalablement ajustée (BEAK, 1999). Il convient de noter que la présence d'une forte teneur en carbone organique n'entraîne pas nécessairement une réduction de la biodisponibilité des métaux. Dans les eaux très dures, le calcium et le magnésium peuvent être présents en concentrations suffisamment élevées pour se lier à l'acide humique (qui forme la majeure partie du carbone organique). Les sites de liaison avec l'acide humique seraient donc limités, et la liaison des ions métalliques libres serait compromise, voire complètement entravée. En pareilles circonstances, la toxicité sublétale de l'effluent ne serait pas réduite par la forte teneur en COD des eaux réceptrices (Winner, 1985).

Comparer la toxicité de l'effluent ou de l'eau de surface exposée à l'effluent à celle d'une eau non polluée prélevée en amont.

Si l'eau d'amont est contaminée par des sources diffuses ou ponctuelles de pollution qui sont sans rapport avec l'exploitation de la mine, celle-ci peut décider d'utiliser cette eau comme source d'eau de dilution dans le cadre des essais de toxicité de manière à pouvoir comparer les réactions des organismes étudiés, mais seulement si cette eau ne compromet pas la santé des organismes. Dans le cas contraire, elle peut évaluer cette eau séparément au moyen d'une série de dilutions afin d'en quantifier les effets, en utilisant comme eau

témoin et eau de dilution de l'eau non contaminée provenant d'un site de référence ou de l'eau de laboratoire.

7.3.2 Prélèvement, expédition et entreposage des échantillons destinés aux essais de toxicité sublétale

Prélèvement et expédition

Le prélèvement et l'expédition de l'eau de dilution prélevée sur le site, de l'effluent et de l'eau de surface exposée à l'effluent s'effectuent selon les mêmes méthodes. Il est important que les récipients servant à l'échantillonnage, au transport et à l'entreposage de l'eau de dilution, de l'effluent et(ou) de l'eau de surface exposée aux effluents soient faits de matériaux non toxiques. Les contenants en plastique faits de polyéthylène ou de polypropylène sont recommandés. Les récipients employés pour l'échantillonnage doivent être rincés avec l'eau dont on veut déterminer la toxicité et remplis jusqu'au bord pour éliminer tout espace vide. Tous les récipients doivent porter une étiquette indiquant le nom et la date de l'échantillon, puis scellés correctement avec un ruban adhésif. Les échantillons dont la température est supérieure à 7 °C au moment de l'échantillonnage doivent être refroidis à 1-7 °C avant l'expédition, conformément aux méthodes normalisées d'Environnement Canada. Au besoin, on utilisera des contenants réfrigérants ou d'autres moyens de réfrigération pour maintenir la température des échantillons à 1-7 °C pendant le transport (Environnement Canada, 1992 a, b, c, 1998, 1999a). Les échantillons ne doivent pas geler pendant le transport. Il est recommandé de verser les échantillons dans des caisses-outres en plastique de 10 L et de placer ces dernières dans une glacière avec de la glace concassée ou de gros sacs de glace pour maintenir la température basse pendant le transport. La glacière doit être scellée avec un ruban adhésif résistant et initialée à plusieurs endroits pour garantir l'intégrité de l'échantillon. Les échantillons devraient être confiés à une entreprise de courrier fiable capable de les livrer dans les 24 heures. Dans tous les cas, les échantillons doivent être livrés dans les 72 heures suivant leur prélèvement. Il est nécessaire de remplir et de joindre à tous les envois un formulaire de soumission d'échantillon incluant une chaîne de possession.

Le tableau 7.3 fournit des estimations des volumes d'eau du site, d'effluents et d'eaux de surface exposées aux effluents requis pour effectuer une série d'essais d'ESEE du secteur minier. Selon la recommandation de l'US EPA (1994a), les échantillons d'eau de dilution prélevés sur le site doivent être représentatifs du plan d'eau et ne doivent pas avoir été altérés par des événements récents de ruissellement ou d'érosion, ceux-ci pouvant faire augmenter leur teneur en solides totaux en suspension.

Tableau 7-3: Volumes d'eau de dilution et d'eau témoin et volumes d'effluent correspondants recommandés pour les essais de toxicité sublétale*

Essai	Volume d'eau de dilution (L)	Volume d'effluent (L)
Ceriodaphnia dubia	10	4
Tête-de-boule	45	20
Selenastrum capricornutum	1	1
Lemna minor	5 pour système statique, 12 pour système à renouvellement périodique	2 pour système statique, 5 pour système à renouvellement périodique
Truite arc-en-ciel (embryons)	300	125
Série d'essais	**Volume d'eau de dilution (L)**	**Volume d'effluent (L)**
Ceriodaphnia, tête-de-boule, *Selenastrum, Lemna* (statique)	65	30
Ceriodaphnia, tête-de-boule, *Selenastrum, Lemna* (renouvellement périodique)	72	35
Ceriodaphnia, embryons de truite arc-en-ciel, *Selenastrum, Lemna* (statique)	325	140
Ceriodaphnia, embryons de truite arc-en-ciel, *Selenastrum, Lemna* (renouvellement périodique)	330	150

Tous les volumes sont calculés pour des essais utilisant une solution témoin et 5 concentrations. Les estimations sont établies pour un volume d'essai de 300 mL et 4 répétitions dans le cas de la tête-de-boule, et un volume d'essai de 150 mL et 4 répétitions dans le cas du *Lemna minor*.

* Les volumes d'effluent recommandés pour les essais de toxicité sublétale en milieu marin ou estuarien sont précisés aux sections 7.2.6, 7.2.7, 7.2.8 et 7.2.9.

Entreposage

Les échantillons non composites d'effluent et d'eau de surface exposée à l'effluent devraient être entreposés dans des contenants ne comportant aucun espace vide, à 4 °C, pour un maximum de trois jours avant le début des essais. Si des délais inévitables ont retardé la livraison de l'effluent d'une mine, mais si l'intégrité de l'échantillon a été maintenue, les résultats des essais de toxicité sublétale réalisés jusqu'à quatre jours après le prélèvement peuvent être considérés comme valides si l'agent d'autorisation a été avisé de la situation et accepte le délai indiqué. Pour les essais en système à renouvellement périodique, il faut utiliser des contenants distincts pour chaque jour d'essai conformément à la dernière version des méthodes d'essai d'Environnement Canada.

Les échantillons d'eau de dilution prélevés sur le site devraient être utilisés le plus rapidement possible. L'US EPA recommande de ne pas entreposer l'eau pendant plus de

96 heures avant le début des essais de toxicité (US EPA, 1994a). Toutefois, il n'est pas toujours possible d'entreprendre les essais immédiatement après le prélèvement des échantillons d'eau, particulièrement si cette eau doit être analysée au préalable (voir la section 7.3.4). Environnement Canada ne fixe pas de délai d'entreposage maximal pour les échantillons d'eau de dilution prélevés sur le site, et des études menées en 1999 ont montré que les échantillons d'eau non contaminée peuvent être conservés pendant au moins un mois à 4 °C dans des contenants ne comportant aucun espace vide sans qu'on observe de réduction significative de la qualité de l'eau ou de réactions chez les organismes étudiés (BEAK, 1999). Toutefois, les échantillons d'eau non exposée considérés dans le cadre de ces études ont été prélevés au début du printemps, alors que les concentrations bactériennes ambiantes étaient probablement faibles. Les échantillons d'eau prélevés sur le site pendant les mois d'été peuvent poser des problèmes de contamination bactérienne par suite de l'élévation de la température de l'eau de surface.

Selon les méthodes d'essai d'Environnement Canada, l'entreposage de l'eau de dilution prélevée sur le site doit être réalisé selon les mêmes modalités que celui de l'effluent ou de l'eau de surface exposée à l'effluent. En d'autres mots, l'entreposage d'échantillons composites est à éviter (Environnement Canada, 1992 a, b, c, 1998, 1999a). Toutefois, il peut être recommandé de constituer des échantillons composites d'eau de dilution, particulièrement si l'on prévoit d'analyser l'eau avant d'entreprendre les essais de toxicité de l'effluent (ou de l'eau de surface exposée à l'effluent).

7.3.3 Acclimatement des organismes d'essai

Il est recommandé d'acclimater les organismes de culture avant de les exposer à l'eau du site. Comme l'utilisation de l'eau du site comme source d'eau témoin et d'eau de dilution vise à prédire plus précisément l'effet de l'effluent dans les eaux réceptrices, c'est en utilisant des organismes adaptés aux conditions physiques ou chimiques du milieu récepteur que l'on obtient les prédictions les plus fiables. Lloyd (1965) a découvert que les poissons élevés en eau dure doivent perdre du calcium pour devenir aussi sensibles aux métaux que les poissons élevés dans des eaux plus douces. En conséquence, si l'eau du site destinée à servir d'eau de dilution est plus douce que l'eau du laboratoire, l'acclimatement des poissons aux conditions du site leur permet de perdre les quantités de calcium voulues avant le début des essais. Inversement, si cette eau est plus dure que l'eau du laboratoire, l'acclimatement leur permettra d'accumuler du calcium avant le début des essais.

Les méthodes d'Environnement Canada préconisant l'utilisation du *Ceriodaphnia dubia* et de la tête-de-boule recommandent de maintenir les cultures dans de l'eau dont la dureté, l'alcalinité et le pH sont comparables (à 20 % près) à ceux de l'eau du site utilisée comme eau de dilution (Environnement Canada, 1992 a, b). Étant donné que de nombreuses mines canadiennes sont situées sur les rives de cours d'eau ou de lacs dont la dureté est faible, il est souvent nécessaire d'acclimater les organismes en vue des essais. Dans une

étude entreprise en 1997 dans le cadre du programme ETIMA, Beak International Inc. (BEAK) a mis au point une procédure de pré-acclimatement applicable à la tête-de-boule et au *Ceriodaphnia dubia* (BEAK, 1997, 1999). Des améliorations ont subséquemment été apportées à cette procédure au cours de l'étude réalisée en 1999. Conformément à cette méthode et en considération de la dureté, de l'alcalinité et du pH de l'eau du site, les cultures sont graduellement exposées à de l'eau de laboratoire dont la dureté a été réduite sur une période de plusieurs jours jusqu'à obtention du seuil recherché. Cette procédure est une adaptation de la méthode employée en 1996 par BAR Environmental Inc. (BAR) pendant le programme ETIMA, alors que les cultures avaient été graduellement acclimatées à de l'eau de laboratoire à dureté ajustée et à de l'eau du site chaque fois que les essais préalables avaient révélé des effets négatifs chez les organismes de laboratoire non acclimatés (BAR, 1997).

Aux fins du pré-acclimatement des cultures, il est possible de préparer de l'eau de laboratoire à dureté réduite en diluant de l'eau de laboratoire normalisée avec de l'eau désionisée. À l'inverse, on peut accroître la dureté de l'eau en ajoutant dans les proportions appropriées les sels utilisés pour la préparation de l'eau reconstituée (tableau 7.4). Lorsqu'on ajuste la dureté de l'eau, il est important de maintenir un niveau d'alcalinité correspondant à la dureté, car l'alcalinité affecte la spéciation des métaux (US EPA, 1994c; Lauren et McDonald, 1986). Les relations entre la dureté et l'alcalinité sont exposées au tableau 7.4, et des valeurs additionnelles peuvent être interpolées (US EPA, 1994c) à partir de ces résultats

On trouvera ci-dessous une description détaillée des méthodes recommandées pour le pré-acclimatement du *Ceriodaphnia dubia* et de la tête-de-boule. Quand on fait référence à la dureté, il faut supposer un changement correspondant de l'alcalinité et du pH. Les méthodes d'acclimatement pour l'essai sur la truite arc-en-ciel ne sont pas présentées puisque les œufs sont directement acheminés de l'écloserie et sont utilisés dans les 24 heures qui suivent (EC, 1995). De même, les cultures de *Selenastrum* et de *Lemna* sont maintenues dans des milieux normalisés qui diffèrent des milieux d'essais courants. Toutefois, les cultures de *Lemna* peuvent être soumises à un certain acclimatement, les plantes étant transférées dans le milieu d'essai 18 à 24 heures avant le début des essais (Environnement Canada, 1999a).

Tableau 7-4: Préparation de divers niveaux de dureté et d'alcalinité

Type d'eau	Réactif ajouté (mg/L)[1]			Qualité finale de l'eau			
	$NaHCO_3$	$CaCSO_4$-$2H_20$	$MgSO_4$	KCL	pH[2]	Dureté[3]	Alcalinité[3]
Très douce	12,0	7,5	7,5	0,5	6,4 - 6,8	10 - 13	10 – 13
Douce	48,0	30,0	30,0	2,0	7,2 - 7,6	40 - 48	30 – 35
Modérément dure	96,0	60,0	60,0	4,0	7,4 - 7,8	80 - 100	60 – 70
Dure	192,0	120,0	120,0	8,0	7,6 - 8,0	160 - 180	110 – 120
Très dure	384,0	240,0	240,0	16,0	8,0 - 8,4	280 - 320	225 – 245

D'après US EPA (1994a)
[1]Ajouter des produits chimiques de qualité " réactif " à l'eau désionisée.
[2]Équilibre approximatif du pH après 24 heures d'aération.
[3]Exprimée sous forme de mg de $CaCO_3$/L.

Ceriodaphnia dubia

Les cultures de *Ceriodaphnia* sont préparées et maintenues conformément à la méthode normalisée d'Environnement Canada. Pour le pré-acclimatement des cultures à la dureté de l'eau de dilution prélevée sur le site, il faut exposer une couvée de larves néonates âgées de moins de 24 heures à de l'eau dont on a réduit la dureté de 20 % par rapport à celle de l'eau de laboratoire en y ajoutant de l'eau désionisée. Chaque jour, les organismes sont transférées dans de nouvelles solutions dont la dureté est chaque fois de nouveau réduite de 20 ou 30 %. Lorsque le seuil de dureté recherché est atteint (en une semaine environ) et que les organismes de culture satisfont aux critères de santé énoncés dans la méthode d'Environnement Canada (production d'au moins trois couvées, production totale d'au moins 15 larves néonates par adulte et mortalité inférieure à 20 % parmi les adultes), une nouvelle ponte est induite. Les cultures de la deuxième génération sont maintenues dans de l'eau à dureté ajustée jusqu'à ce que les organismes répondent aux critères de santé (environ une semaine). Si la dureté est trop basse, il faut ajouter du sélénium et de la vitamine B12 à l'eau de culture à dureté ajustée, comme le recommande la méthode normalisée.

Tête-de-boule

Aux fins de l'acclimatement et du pré-acclimatement des têtes-de-boule, BAR et BEAK ont graduellement ajusté pendant les études ETIMA de 1996 et 1997 la dureté et l'alcalinité de l'eau dans les bassins d'élevage jusqu'à obtention de valeurs comparables à celles de l'eau du site (BAR, 1997; BEAK, 1998). Les œufs ont été prélevés et maintenus dans l'eau de laboratoire à dureté ajustée jusqu'à l'éclosion. Des travaux préliminaires réalisés par BEAK au début de 1999 ont toutefois montré que les œufs pouvaient éclore dans l'eau de laboratoire à dureté ajustée sans avoir subi de pré-acclimatement dans les bassins d'élevage. L'omission de l'étape du pré-acclimatement dans les bassins d'élevage permet de réduire le volume d'eau de laboratoire à dureté ajustée requise pour le pré-acclimatement tout en maintenant un stock d'œufs capables d'éclore dans un certain

nombre de types d'eau différents. L'éclosion des œufs est induite conformément à la méthode normalisée d'Environnement Canada, avec renouvellement de l'eau douce toutes les 24 heures.

7.3.4 Essais préliminaires

Une fois qu'ils ont été pré-acclimatés aux conditions physiques ou chimiques de l'eau du site, les organismes peuvent être exposés à l'eau du site dans le cadre d'essais préliminaires. S'ils satisfont aux critères d'acceptabilité pour le contrôle de la méthode d'essai, l'eau du site peut être considérée comme acceptable comme eau de dilution si elle répond aux critères de validité pour le contrôle de la méthode d'essai. Une comparaison dans le cadre d'un essai préliminaire des réactions dans l'eau du site aux réactions dans l'eau de laboratoire peut révéler une réduction statistiquement significative de la croissance, de la reproduction et(ou) de la survie, même si le groupe exposé à l'eau du site satisfait aux critères d'acceptabilité pour le contrôle de l'essai. Tant que l'eau du site respecte les critères de validité pour le contrôle de la méthode d'essai, elle peut être considérée comme acceptable aux fins des essais.

7.3.4.1 Anomalies décelées durant les essais préliminaires

Si l'on permet aux organismes de s'acclimater graduellement aux caractéristiques physiques et chimiques de l'eau du site en les exposant à de l'eau de laboratoire à dureté ajustée, les anomalies décelées pendant les essais préliminaires ne devraient pas être dues au choc engendré par l'exposition à des caractéristiques différentes de l'eau comme la dureté, l'alcalinité ou le pH, mais plutôt à la présence d'agents biologiques nuisibles ou de substances toxiques.

Il y a lieu de s'interroger chaque fois qu'une exposition à de l'eau du site pure (100 %) provoque une mortalité importante parmi un ou plusieurs réplicats. Des micro-organismes présents dans l'eau du site peuvent menacer la santé des organismes d'essai, et des données anecdotiques provenant de plusieurs laboratoires d'écotoxicologie indiquent que les anomalies dues à la présence de micro-organismes indigènes apparaissent généralement après quelques jours d'exposition. Ce problème a notamment été observé lors d'essais sur la tête-de-boule réalisés par BEAK, une mortalité importante frappant soudainement le groupe témoin exposé à l'eau du site, ne touchant souvent qu'un ou deux réplicats. À l'occasion, des signes de prolifération fongique ou bactérienne peuvent se manifester dans les flacons utilisés pour les essais. Si une telle contamination est décelée durant les essais préliminaires, il est peu probable que l'acclimatement des organismes réussira à remédier cette anomalie. En conséquence, il convient de traiter l'eau du site selon une méthode appropriée (ébullition, irradiation UV, voir ci-dessous) afin d'éliminer la source de l'anomalie ou d'utiliser comme substitut de l'eau de laboratoire à dureté ajustée.

Des essais limités en laboratoire ont montré qu'il est possible d'éliminer ce genre d'anomalie en faisant bouillir l'eau du site doucement pendant 10 minutes et en la laissant refroidir avant d'entreprendre les essais. D'autres traitements ont été proposés dans la littérature, comme l'irradiation UV et la filtration 0,45 µm (Grothe et Johnson, 1996; Kszos *et al.*, 1997). Si l'eau du site est prélevée entre la fin du printemps et le début de l'automne, on peut s'attendre à une certaine contamination biologique (à moins que des expériences effectuées avec de l'eau du site n'aient démontré le contraire), et il convient alors de prendre les précautions qui s'imposent (p. ex. ébullition).

Si l'anomalie est due à une contamination chimique, il faut remettre en question l'acceptabilité de l'eau du site comme source d'eau de dilution et d'eau témoin, même si les cultures peuvent être acclimatées à des niveaux naturellement élevés de métaux dans l'eau du site (voir la section 7.3.3). Si les cultures sont exposées à de plus fortes concentrations de contaminants, un post-acclimatement peut réduire ou accroître la sensibilité des organismes de laboratoire selon les caractéristiques du contaminant, de l'organisme utilisé aux fins des essais et de l'eau, et l'utilité de la procédure de post-acclimatement doit être remise en question. Si l'anomalie est détectée durant un essai préliminaire, il est recommandé de faire bouillir l'eau ou d'utiliser de l'eau de laboratoire à dureté ajustée à la place de l'eau de dilution. Si l'on soupçonne que l'eau du site est contaminée, on peut prévoir dans le cadre des essais préliminaires une exposition à de l'eau du site bouillie afin de déterminer si le traitement par ébullition a permis de corriger le problème.

7.3.5 Essais de toxicité de l'effluent ou de l'eau de surface exposée à l'effluent

Le tableau 7.2 résume les recommandations concernant le prélèvement, l'entreposage et l'utilisation des eaux de dilution prélevées sur le site aux fins des essais de toxicité sublétale.

Une fois l'acceptabilité de l'eau du site aux fins des essais confirmée, les essais de toxicité peuvent être entrepris conformément à la méthode appropriée d'Environnement Canada. En plus du témoin d'eau du site, il faut inclure un témoin additionnel d'eau de la culture de laboratoire afin de vérifier l'état de santé de la culture et la qualité de l'eau du site. Il n'est pas nécessaire d'ajouter un témoin additionnel lorsque l'eau de dilution utilisée comme témoin est la même que l'eau de culture. Pour les essais sur le *Lemna minor* et le *Selenastrum capricornutum*, le témoin de laboratoire doit être le milieu de croissance normalisé pour l'essai prescrit par la méthode normalisée.

Si l'eau du site n'est pas suffisamment de bonne qualité pour être utilisée comme eau témoin et eau de dilution, on peut recourir à un traitement comme l'ébullition pour tenter de résoudre le problème. Si ce traitement se révèle efficace, l'eau du site traitée devrait être utilisée pour les essais. Il n'est cependant pas toujours pratique de faire bouillir des volumes d'eau aussi importants que ceux requis par certains essais comme celui utilisant la

truite arc-en-ciel, et il peut dans certains cas être plus judicieux d'utiliser de l'eau de laboratoire à dureté ajustée. Si aucun traitement pratique ne permet d'éliminer les effets néfastes de l'eau de dilution provenant du site sur les organismes d'essai, il faudrait utiliser de l'eau à dureté ajustée comme eau de dilution avec des organismes pré-acclimatés. Il importe de veiller à ce que les pH de l'eau à dureté ajustée et de l'eau de dilution prélevée sur le site soient les plus semblables possible, car l'expression de la toxicité des métaux peut changer à l'intérieur de la plage de pH acceptable pour les essais.

7.4 Assurance de la qualité et contrôle de la qualité (AQ/CQ)

Outre les mécanismes d'assurance de la qualité présentées dans chacune des méthodes d'essai de toxicité sublétale, les mesures suivantes sont recommandées :

1) les essais utilisant une substance toxique de référence doivent être menés de la même façon que les essais sur l'effluent ou sur l'eau de surface exposée à l'effluent;
2) un essai utilisant une substance toxique de référence doit avoir été réalisé dans les 30 jours précédant l'essai sur l'effluent ou l'eau de surface exposée à l'effluent;
3) tous les essais de toxicité sublétale sur les effluents doivent satisfaire aux critères de validité propres à l'essai;
4) les essais de toxicité sublétale doivent être entrepris dans les trois jours suivant le prélèvement des échantillons;
5) des mesures terminales quantitatives doivent être fournies pour tous les essais de toxicité sublétale des échantillons d'effluent ou d'eau exposée à l'effluent;
6) les mesures terminales comprises entre 0,1 % et 100 % doivent se situer entre deux valeurs d'au moins une concentration d'essai.

De plus, il est fortement recommandé que les mines veillent à ce que les laboratoires qu'elles engagent à contrat pour réaliser des essais de toxicité sublétale soient accrédités par le Conseil des normes du Canada par le biais de l'Association canadienne des laboratoires d'analyse environnementale (ACLAE), du ministère de l'Environnement du Québec ou d'un organisme offrant un niveau d'accréditation équivalent. Ces organismes appliquent les normes de l'Organisation internationale de normalisation (ISO) relatives au système qualité et aux pratiques des laboratoires. Seuls les laboratoires d'essai qui satisfont à ce niveau d'assurance de la qualité devraient être sélectionnés.

7.5 Utilisation des essais de toxicité sublétale pour résoudre les problèmes posés par les facteurs confondants

Les données de toxicologie sublétale peuvent également aider à résoudre les problèmes posés par les facteurs confondants. Le sous-groupe de la toxicologie reconnaît qu'il s'agit là d'un troisième usage des données de toxicité sublétale.

Estimer la contribution relative des rejets d'effluents miniers et d'autres influences naturelles et(ou) anthropiques sur la toxicité sublétale dans le même plan d'eau récepteur.

Les données de toxicité sublétale peuvent se révéler utiles lorsque des facteurs confondants contribuent à brouiller l'interprétation de la cause des effets observés dans le milieu récepteur. Il incombe à l'exploitant de la mine de déterminer s'il convient d'utiliser à cette fin les essais de toxicité sublétale en prenant en compte la nature des facteurs confondants. Dans les faits, la présence de multiples sources ponctuelles de rejet et(ou) d'un apport diffus constituent les scénarios pour lesquels les essais de toxicité sublétale s'avèrent les plus pertinents. Aucune série particulière d'essais de toxicité sublétale ni fréquence de suivi particulière ne peut être recommandée pour cette application, car la nature des facteurs confondants est propre au site.

Les estimations de la toxicité sublétale peuvent aider à apprécier la contribution relative des divers rejets industriels ou municipaux aux effets décelés chez les organismes aquatiques vivant dans les eaux réceptrices, que les rejets proviennent d'une source ponctuelle ou diffuse située en amont (p. ex. eaux d'exhaure de roches acides, infiltrations provenant d'une mine abandonnée, lixiviat d'une décharge municipale, etc.) ou du site minier lui-même. Il est possible d'estimer la contribution d'une source située en amont à un effet environnemental observé en se fondant sur les données de toxicité sublétale des eaux de surface, le débit du rejet et la façon dont la dispersion s'effectue dans le milieu récepteur. Si les panaches de différents points de rejet d'une mine se chevauchent, il faudra redoubler d'effort pour distinguer les effets toxiques des sources de rejet de la mine de ceux des sources situées en amont. On pourra dans ce cas analyser des échantillons d'eau de surface prélevés en des points clés des zones fortement exposées en vue d'estimer la contribution combinée des sources aux effets toxiques observés.

La démarche en trois étapes décrite ci-dessous vise à faciliter l'estimation de la contribution relative de différentes sources de toxicité sublétale dans la zone fortement exposée du milieu récepteur :

- Soumettre à une série d'essais de toxicité sublétale des échantillons provenant de toutes les sources de rejet importantes situées sur le terrain de la mine. Utiliser comme source d'eau de dilution et d'eau témoin de l'eau de laboratoire normalisée ou de l'eau du site non exposée à l'effluent. Cette façon de faire permet d'estimer la toxicité sublétale absolue de chaque source de rejet de la mine. Répéter l'échantillonnage et les essais pour chaque source de rejet dont la toxicité est considérée comme variable afin d'obtenir une estimation du degré de variabilité.

- Soumettre à une série d'essais parallèles de toxicité sublétale des échantillons provenant de chaque source de rejet dans un cours d'eau, en utilisant comme source d'eau de dilution et d'eau témoin de l'eau prélevée immédiatement en amont du point de rejet. Pour les lacs ou les estuaires, effectuer la série d'essais parallèles en utilisant comme source d'eau de dilution et d'eau témoin de l'eau prélevée à l'extérieur de la

zone immédiatement touchée par les rejets. Pour l'assurance de qualité, il faut effectuer des essais témoins séparés et simultanés à l'aide d'eau normalisée non contaminée. Il convient de noter que les sources d'eau témoin et d'eau de dilution situées en amont de la mine peuvent être déjà contaminées par d'autres effluents ou sources de substances toxiques. En conséquence, l'eau de dilution prélevée en amont pourrait contribuer aux effets significatifs observés sur la croissance ou la reproduction, dans les concentrations des effluents à l'étude ou même dans les contenants témoins. En pareils cas, les résultats des essais demeurent valides, puisque l'objet de la recherche est d'évaluer les contributions relatives des rejets à la toxicité totale des eaux réceptrices.

- Il est recommandé de confirmer la contribution relative des divers rejets en soumettant des échantillons d'eau de surface provenant du plan d'eau récepteur à des essais de toxicité sublétale. Cette façon de faire peut aider à :
  a) confirmer si un effluent présente une toxicité mesurable une fois mélangé aux eaux réceptrices;
  b) estimer la persistance de la toxicité provenant de toutes les sources dans les eaux réceptrices;
  c) mesurer la toxicité combinée résultant du mélange de toutes les sources ponctuelles et diffuses afin d'obtenir une estimation de l'effet global sur le milieu récepteur.

Les essais portant sur les échantillons d'eau de surface recevant des rejets ou des substances toxiques de sources multiples doivent être réalisés de façon synoptique, de préférence pendant les périodes d'étiage ou les périodes correspondant au pire scénario. L'échantillonnage devrait être mené à bien aussi rapidement que possible (p. ex. 1 ou 2 jours). Il convient également de prévoir des rondes répétées d'échantillonnage et d'essais si la toxicité des rejets est variable. Les recommandations exposées ci-dessus sur la façon de réaliser les évaluations de la toxicité pour estimer la contribution relative de sources multiples de rejets aux effets décelés dans le cours d'eau sont fondées sur les résultats des recherches réalisées dans huit sites dans le cadre du Complex Effluent Toxicity Testing Program (CETTP) de l'US EPA. Des rapports détaillées de ces études ont été préparées par Mount et Norberg-King (1985, 1986), Mount *et al.* (1984, 1985, 1986a, 1986b, 1986c) et Norberg-King et Mount (1986). Les résultats du programme CETTP, comprenant des critiques indépendantes et des analyses complémentaires, ont été examinés par Sprague (1997) dans le cadre d'un projet entrepris pour le Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impacts en milieu aquatique (ETIMA). Selon Sprague, les résultats des études entreprises dans le cadre du CETTP de l'US EPA sont valides et devraient être pris en compte par les mines de métaux canadiennes lorsque celles-ci s'attachent à concevoir des programmes de suivi pour évaluer les effets éventuels de leurs effluents sur les milieux aquatiques récepteurs.

Les mines peuvent décider de mener des recherches supplémentaires lorsque les espèces les plus sensibles exposées à l'effluent ont présenté une CI_{25} inférieure à 30 %. Les études supplémentaires suivantes sont recommandées à cette fin. De façon minimale, on peut

utiliser les espèces qui présentent les réactions les plus marquées aux essais pour estimer la portée géographique de la réaction potentielle. D'autre part, les résultats des essais de toxicité ainsi agencés peuvent amener une mine à utiliser d'autres outils recommandés pour le suivi en laboratoire ou sur le terrain.

Pour déterminer la contribution des facteurs confondants, il est recommandé d'avoir recours à une approche par étapes et :

1) de répéter l'essai de toxicité sublétale qui a fourni la CI_{25} la plus sensible en utilisant comme source d'eau témoin et d'eau de dilution de l'eau prélevée en amont ou dans un site de référence;
2) d'évaluer la toxicité des eaux réceptrices en utilisant des échantillons prélevés dans la zone où l'on prévoit d'observer une réaction sublétale.

7.5.1 Essai de toxicité chronique Microtox

Le sous-groupe de la toxicologie a recommandé d'employer l'essai de toxicité chronique Microtox pour les essais préliminaires portant sur les effluents ou les eaux de surface exposées à des effluents. Cet essai a été jugé peu sensible par BAR (1997). Toutefois, des études plus récentes comparant l'essai Microtox à l'essai d'inhibition de la croissance de *Selenastrum* ont montré que l'essai Microtox semblait plus prometteur. En conséquence, cette méthode pourrait être utilisée dans le cadre d'essais préliminaires ou dans les cas où un site minier comporte plusieurs points de rejet. L'essai de toxicité Microtox est décrit brièvement dans les lignes qui suivent :

Objet : Évaluer les effets de l'exposition à l'effluent sur la production de lumière par la bactérie marine naturellement luminescente *Vibrio fischeri*. Le résultat est exprimé comme la concentration à laquelle la production de lumière est réduite de 25 % (la mesure statistique est une CI_{25}).

Description : L'essai de toxicité chronique est une version modifiée du test de toxicité aiguë utilisant la même espèce et la même combinaison d'incubateur et de méthode d'essai. Une description de cet essai est présentée dans le manuel du fabricant sous le titre " Measuring Chronic Toxicity Using Luminescent Bacteria " (Microbics Corp., 1994).

Aux fins de l'essai, une culture bactérienne est incubée à 27 °C en présence de diverses concentrations d'effluent. Après 22 heures, la quantité de lumière émise par les bactéries est mesurée.

À des fins d'AQ/CQ, des renseignements détaillés concernant tous les aspects des échantillons, des organismes utilisés pour les essais, des conditions dans lesquelles les essais se sont déroulés, de l'équipement utilisé et des résultats des essais sont validés et conservés par le laboratoire. Une substance toxique de référence est utilisée pour vérifier la validité des données de toxicité de l'effluent. Les données successives obtenues avec la substance toxique de

référence sont reportées sur un graphique. Si les résultats sont compris à l'intérieur des limites prévues, le rendement du lot d'organismes utilisés aux fins des essais est validé.

Coût **:** Environ 200 $ par échantillon d'effluent.

7.6 Recherche des causes

Si une mine planifie de déterminer la cause de la réaction de toxicité sublétale observée dans son effluent, elle peut recourir aux méthodes proposées par l'US EPA pour caractériser et identifier les constituants toxiques de l'effluent (US EPA, 1992). Ces procédures ont été employées avec succès par certaines mines canadiennes.

7.7 Références

ASTM (American Society for Testing and Materials). 1998. Standard Guide for Conducting Acute Toxicity Tests on Aqueous Ambient Samples and Effluents with Fishes, Macroinvertebrates, and Amphibians, Designation E1192-97. Annual Book of ASTM Standards. Section 11: Water and Environment Technology.

BAR (B.A.R. Environmental Inc). 1997. Toxicity Assessment of Mining Effluents using Upstream or Reference Site Waters and Test Organism Acclimation Techniques. Aquatic Effects Technology Evaluation Program. AETE Project 4.1.2a.

BEAK (Beak International Incorporated). 1999. Effects of Dilution Water on The Results of Sublethal Toxicity Tests. *In progress.*

BEAK (Beak International Incorporated). 1998. Additional Tool Evaluations. Aquatic Effects Technology Evaluation Program. Beak Reference 20776.1.

CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa, Canada.
Environnement Canada, 1992a. Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie sur des larves de tête-de-boule. Centre de technologie environnementale, Ottawa (Ontario). Rapport SPE 1/RM/22, février 1992 (modifié en novembre 1997).

Environnement Canada, 1992b. Méthode d'essai biologique : essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats). Centre de technologie environnementale, Ottawa (Ontario). Rapport SPE 1/RM/27, décembre 1992 (modifié en novembre 1997).

Environnement Canada, 1992c. Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère *Ceriodaphnia dubia*. Centre de technologie environnementale, Ottawa (Ontario). Rapport SPE 1/RM/21, février 1992 (modifié en novembre 1997).

Environnement Canada, 1992d. Méthode d'essai biologique : essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce *Selenastrum capricornutum*. Centre de technologie environnementale, Ottawa (Ontario). Rapport SPE 1/RM/25, novembre 1992 (modifié en novembre 1997).

Environnement Canada, 1998. Méthode d'essai biologique : essais toxicologiques sur des salmonidés (truite arc-en-ciel) aux premiers stades de leur cycle biologique. Centre de technologie environnementale, Ottawa (Ontario). Rapport SPE 1/RM/28, deuxième édition, juillet 1998.

Environnement Canada, 1999a. Méthode d'essai biologique : essai de mesure de l'inhibition de la croissance de la plante macroscopique dulcicole, *Lemna minor*. Centre de technologie environnementale, Ottawa (Ontario). Rapport SPE 1/RM/37, mars 1999.

Environnement Canada, 1999b. Procédure recommandée pour l'importation d'organismes destinés à des essais de toxicité sublétale. Centre de technologie environnementale, Ottawa, Canada.

Environnement Canada, 2001. Procédure révisée pour l'ajustement de la salinité d'échantillons d'effluents soumis à un essai de toxicité sublétale en milieu marin conduit dans le cadre des programmes d'étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE). Section des méthodes et analyses chimiques. Centre de technologie environnementale, Ottawa. Canada.

ESG International Inc. (ESG), 1999. Programme ETIMA. Rapport de synthèse sur des méthodes choisies permettant d'évaluer dans une perspective coût-efficacité les effets des effluents miniers sur les écosystèmes aquatiques au Canada. Projet ETIMA n° 4.1.4, mars 1999, CANMET, Ressources naturelles Canada, Ottawa (Ontario).

Grothe, D.R. and D.E. Johnson. 1996. Bacterial Interference in Whole Effluent Toxicity Tests. Environmental Toxicology and Chemistry. 15(5): 761-764.

Howarth, R.S. and J.B. Sprague. 1978. Copper Lethality to Rainbow Trout in Waters of Various Hardness and pH. Water Research. 12: 455-462.

Kszos, L.A., A.J. Stewart and J.R. Sumner. 1997. Evidence that Variability in Ambient Fathead Minnow Short-term Chronic Tests is Due to Pathogenic Infection. Environmental Toxicology and Chemistry. 16(2): 351-356.

Microbics Corporation, Measuring Chronic Toxicity Using Luminescent Bacteria, 1994.

Ministère de l'Environnement du Québec (MEQ), 1997. Détermination de l'inhibition de la croissance chez l'algue *Selenastrum capricornutum* (méthode de référence MA 500-S, 2.0). Septembre 1997, publiée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Ministère de l'Environnement du Québec (MEQ).

Mount, D.I. and T.J. Norberg-King (eds), 1985. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Scippo Creek, Circleville, Ohio. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. EPA 600/3-85/044.

Mount, D.I. and T.J. Norberg-King (eds) 1986. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Kanawha River, Charleston, West Virginia. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. EPA 600/3-86/006.

Mount, D.I. *et al.*, 1984. Effluent and ambient toxicity testing and instream community response on the Ottawa River, Lima, Ohio. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. EPA 600/3-84/080.

Mount, D.I. *et al.*, 1985. Validity of effluent and ambient toxicity testing for predicting biological impact on Five Mile Creek, Birmingham, Alabama. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. EPA 600/8-85/015.

Mount, D.I. *et al.*, 1986a. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Naugatuck River, Waterbury, Connecticut. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. EPA 600/8-86/005.

Mount, D.I. *et al.*, 1986b. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Back River, Baltimore Harbor, Maryland. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. EPA 600/8-86/001.

Mount, D.I. *et al.*, 1986c. Validity of ambient toxicity tests for predicting biological impact, Ohio River near Wheeling, West Virginia. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. EPA 600/3-85/071.

Norberg-King, T.J. and D.I. Mount (eds), 1986. Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Skeleton Creek, Enid, Oklahoma. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. EPA 600/8-86/002.

Sprague, J. 1995. Factors that Modify Toxicity. In: *Fundamentals of Aquatic Toxicology*, 2nd Edition. Gary Rand (ed.) Taylor and Francis, Washington.

Sprague, J. 1997. Review of methods for sublethal aquatic toxicity tests relevant to the Canadian metal-mining industry. Aquatic Effects Technology Evaluation Program. Natural Resources Canada. Canadian Centre for Mineral and Energy Technology.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency), 1992. Toxicity Identification Evaluation: Characterization of Chronically Toxic Effluents, Phase1. EPA 600/6-91/005F, Office of Research and Development.

U.S. EPA, 1994a. Short-term Methods for Estimating the Toxicity of Effluents and Receiving Water to Freshwater Organisms. Third Edition. Environmental Monitoring Systems Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268. EPA /600/4-90/027.

U.S. EPA, 1994b. Short Term Methods for Estimating Chronic Toxicity of Effluent and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms. Third Edition. Environmental Monitoring Systems Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinati, OH 45628. EPA/600/4-91/003), August 1994.

U.S. EPA, 1994c. Interim guidance on determination and use of water-effect ratios for metals. EPA 823-B-94-001. Office of Water

U.S. EPA, 1995. Short term methods for estimating the toxicity of effluents and receiving water to West Coast organisms. First Edition, Environmental Monitoring Systems Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, EPA 600/R-95/136.

Wang, W. 1997. Factors Affecting Metal Toxicity to (and Accumulation by) Aquatic Organisms - An Overview. Environment International 13: 437- 457.

Welsh, P.G., J.F. Skidmore, D.J. Spry, D.G. Dixon, P.V. Hodson, B.E. Hickie. 1993. Effect of pH and Dissolved Organic Carbon on the Toxicity of Copper to Larval Fathead Minnows *(Pimephales promelas)* in Natural Lake Waters of Low Alkalinity. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 50: 1356-1362.

Winner, R.W. 1985. Bioaccumulation and Toxicity of Copper as Affected by Interactions Between Humic Acid and Water Hardness. Water Research. 19: 449-455.

Table des matières

8. Étude des sédiments *8-1*

8.1 Prélèvement des échantillons de sédiments *8-1*
8.1.1 Mesures et observations sur le terrain 8-2
8.1.2 Critères orientant la sélection d'un dispositif d'échantillonnage 8-2
8.1.3 Profondeur de pénétration des dispositifs d'échantillonnage 8-10
8.1.4 Volume des échantillons 8-10
8.1.5 Échantillons répétés ou réplicats 8-11
8.1.6 Utilisation de la benne 8-11
8.1.7 Critères d'acceptabilité des échantillons 8-13
8.1.8 Paramètres des sédiments à mesurer sur le terrain 8-14

8.2 Manipulation et analyse des échantillons *8-14*
8.2.1 Manipulation des échantillons de sédiments 8-14
8.2.2 Sous-échantillonnage 8-15
8.2.3 Constitution d'échantillons composites 8-15
8.2.4 Contenants d'échantillon 8-16
8.2.5 Transport et entreposage des échantillons de sédiments 8-16
8.2.6 Préparation des échantillons à analyser en laboratoire 8-18
8.2.7 Prévention de la contamination des échantillons de sédiments 8-19

8.3 Analyse des échantillons de sédiments *8-20*
8.3.1 Détermination de la distribution granulométrique 8-20
8.3.2 Détermination de la teneur en carbone organique total 8-22
8.3.3 Détermination des concentrations de métaux totaux 8-23

8.4 Suivi des sédiments comme outil durant la recherche des causes *8-24*
8.4.1 Transport de masse des sédiments 8-25
8.4.2 Vitesse de sédimentation 8-26
8.4.3 Carottage des sédiments 8-26
8.4.3.1 Procédures recommandées pour le carottage 8-27
8.4.3.2 Transport et entreposage des carottes-échantillons 8-31
8.4.3.3 Manipulation des échantillons 8-31
8.4.4 Chimie des sédiments 8-32
8.4.4.1 Concentrations de métaux partiels dans les sédiments (extraction partielle), extraction séquentielle des métaux, rapport MES/SAV 8-32
8.4.4.2 Rapport carbone-azote pour les sédiments marins 8-33
8.4.5 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers 8-34
8.4.5.1 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide du test de survie et de croissance du Hyalella azteca 8-35
8.4.5.2 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide du test de survie et de croissance des chironomes dulcicoles Chironomus tentans et C. riparius 8-36
8.4.5.3 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide du test de survie et de reproduction de l'oligochète Tubifex tubifex. 8-36

8.4.5.4 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide du test de survie et de croissance de l'éphémère Hexagenia limbata 8-36
8.4.5.5 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide d'une batterie de tests : Hyalella azteca, Chironomus tentans ou C. riparius, Tubifex tubifex et Hexagenia limbata 8-37
8.4.5.6 Dosage des métaux dans l'eau sus-jacente dans le cadre des tests de toxicité des sédiments entiers 8-37
8.4.5.7 Bioaccumulation : mesure des concentrations de métaux dans les organismes utilisés pour les tests de toxicité des sédiments 8-38
8.4.6 Approche triadique d'évaluation de la qualité des sédiments 8-39
8.4.7 Suivi de l'eau de porosité 8-41
8.4.7.1 Prélèvement des échantillons d'eau de porosité 8-42
8.4.7.2 Tests de toxicité de l'eau de porosité 8-46
8.4.8 Évaluation des mesures d'identification des causes de toxicité et de réduction de la toxicité (IT/RT) 8-47

8.5 Références 8-50

8.6 Annexe 8.1. Instructions détaillées pour le prélèvement in situ d'échantillons d'eau de porosité 8-61

8.7 Annexe 8.2.Instructions détaillées pour la récupération de l'eau de porosité à partir d'échantillons globaux ou de carottes de sédiments 8-63

Liste des tableaux

Tableau 8-1: Avantages et inconvénients des divers types de bennes les plus couramment utilisés pour l'échantillonnage des sédiments (ASTM, 1992a; Mudroch et MacKnight, 1991) 8-5
Tableau 8-2: Volume ou poids minimal des échantillons de sédiments requis selon l'utilisation prévue. 8-12
Tableau 8-3: Types de contenants et conditions recommandés pour l'entreposage des échantillons de sédiments 8-17
Tableau 8-4: Types de contenants et conditions recommandés pour l'entreposage des échantillons de sédiments prélevés pour des analyses chimiques 8-20
Tableau 8-5: Avantages et inconvénients des types de carottiers les plus couramment utilisés pour le prélèvement d'échantillons de sédiments (ASTM, 1992a; Mudroch et MacKnight 1991) 8-29
Tableau 8-6: Sommaire des diverses méthodes utilisées pour la collecte *in situ* d'eau de porosité. 8-45

Liste des figures

Figure 8-1: Échantillonneurs de sédiments recommandés pour divers types d'environnements dulcicoles (d'après Environnement Canada, 1994)..... 8-7
Figure 8-2: Échantillonneurs de sédiments recommandés pour divers types d'environnements estuariens (d'après Environnement Canada, 1994)..... 8-8
Figure 8-3: Échantillonneurs de sédiments recommandés pour divers types d'environnements marins (d'après Environnement Canada, 1994)..... 8-9

8. Étude des sédiments

Aperçu

Durant chaque étude de la communauté d'invertébrés benthiques menée à des fins de d'étude de suivi biologique, les mines sont tenues de prélever des échantillons de sédiments en vue d'en déterminer la distribution granulométrique et la teneur en carbone organique total. Les échantillons de sédiments seront prélevés aux mêmes emplacements et en même temps que les échantillons d'invertébrés benthiques. Le plan d'étude applicable au suivi de la communauté d'invertébrés benthiques énumérera les méthodes qui seront utilisées pour le prélèvement des échantillons et leur analyse en laboratoire (méthodes sélectionnées). Les résultats de ces analyses devront également figurer dans le rapport d'interprétation qui sera rédigé par la suite. Les résultats des analyses granulométriques et du dosage du carbone organique total permettront de vérifier si l'habitat de la zone exposée diffère de celui de la zone de référence et faciliteront l'interprétation des résultats des études de la communauté d'invertébrés benthiques. Le but des études de sédiments est de répondre à la question suivante : "Y a-t-il des différences entre les habitats qui pourraient contribuer à expliquer les effets décelés dans la communauté d'invertébrés benthiques?"

En outre, si l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques s'impose aux fins du suivi ciblé, il est recommandé que chaque échantillon de sédiments prélevé soit soumis à une analyse chimique. Le plan pour cette étude devrait préciser les paramètres à déterminer dans le cadre des analyses et les méthodes de laboratoire qui seront utilisées à cette fin, et les résultats des analyses devraient être exposés dans le rapport d'interprétation qui sera rédigé ultérieurement.

Lorsque des études de suivi sur la recherche des causes sont exigées, la conduite d'analyses approfondies des sédiments peut se révéler un outil fort utile pour cerner l'origine des effets observés chez la communauté d'invertébrés benthiques. Le présent chapitre contient des instructions techniques détaillées sur la façon de mener à bien des analyses approfondies des sédiments dans le cadre d'une recherche des causes.

8.1 Prélèvement des échantillons de sédiments

Cette section fournit des instructions sur la façon de prélever, de manipuler, d'entreposer et de transporter des échantillons de sédiments. Ces instructions s'appliquent aux échantillons de sédiments prélevés durant toutes les étapes du programme de SEE.

8.1.1 Mesures et observations sur le terrain

La prise de mesures et la compilation d'observations sur le terrain occupent une place capitale dans toute étude prévoyant le prélèvement d'échantillons de sédiments. Il est recommandé d'enregistrer les informations suivantes au moment du prélèvement de chaque échantillon de sédiments (Mudroch et MacKnight, 1991) :

- numéros de l'échantillon, de répétition et de la station d'échantillonnage, et identification du site (p. ex. nom);
- date et heure du prélèvement;
- conditions météorologiques et autres facteurs au moment de l'échantillonnage (p. ex. vitesse et direction du vent, action des vagues, courant, marée, intensité du trafic maritime, température de l'air et de l'eau, épaisseur de la glace [le cas échéant]);
- emplacement de la station (coordonnées de positionnement) et des points de prélèvement des échantillons répétés;
- type de plate-forme ou d'embarcation utilisée pour l'échantillonnage (dimensions, puissance, type de moteur, etc.);
- type de dispositif d'échantillonnage utilisé et éventuelles modifications apportées durant l'échantillonnage;
- profondeur de l'eau à chaque station et profondeur à laquelle les échantillons de sédiments ont été prélevés;
- nom des personnes participant à l'échantillonnage;
- informations concernant tout incident imprévu survenu durant l'échantillonnage (p. ex. contamination des échantillons, défectuosité ou bris d'équipement, aspect inhabituel des sédiments, maîtrise du dispositif d'échantillonnage durant sa descente, etc.);
- description des sédiments : texture, consistance, couleur, odeur, présence d'organismes vivants, estimation du volume de sédiments récupéré à l'aide d'une benne ou longueur et aspect des carottes récupérées (les photographies constituent une bonne façon de documenter de manière permanente les caractéristiques d'un échantillon);
- écarts éventuels par rapport au mode opératoire normalisé;
- incidents inhabituels ou imprévus.

8.1.2 Critères orientant la sélection d'un dispositif d'échantillonnage

Divers auteurs ont passé en revue les méthodes et les procédures utilisées pour le prélèvement de divers types d'échantillons de sédiments dans divers types de milieux (voir Baudo *et al.*, 1990; Mudroch et MacKnight, 1991; ASTM, 1992a; Burton, 1992). Environnement Canada (1994), Baudo *et al.* (1990) et Håkanson et Jansson (1983) énumèrent plusieurs facteurs dont il convient de tenir compte au moment de choisir un dispositif et un endroit pour l'échantillonnage des sédiments. Idéalement, le dispositif choisi devrait :

- permettre le libre passage de l'eau durant sa descente, de manière à prévenir la formation d'une onde de pression;
- présenter des caractéristiques permettant de réduire le plus possible les perturbations, notamment une surface de coupe tranchante, un faible angle de bord d'attaque, une surface interne lisse et des parois minces;
- se fermer hermétiquement durant la remontée;
- permettre le prélèvement de sous-échantillons;
- présenter un poids ajustable selon le type de sédiments à échantillonner;
- fournir des échantillons d'un volume suffisant pour les analyses;
- permettre de prélever des échantillons de sédiments d'une manière efficace et systématique à différentes profondeurs d'eau;
- empêcher la contamination ou l'altération des échantillons;
- fonctionner avec un équipement d'appoint minimal;
- être facile à utiliser et sécuritaire et exiger le moins de formation préalable du personnel appelé à le manipuler;
- être facile à transporter et à assembler sur le terrain.

On trouvera au tableau 8.1 et aux figures 8.1, 8.2 et 8.3 des renseignements utiles sur la sélection d'un dispositif en fonction du type d'environnement à échantillonner (dulcicole, marin ou estuarien). La plupart des dispositifs d'échantillonnage des sédiments sont conçus de manière à isoler et à récupérer un volume choisi à une profondeur prédéterminée sous la surface des sédiments en compromettant le moins possible l'intégrité de cet échantillon ou en évitant sa contamination. Dans la plupart des études, il est essentiel de préserver l'intégrité des échantillons, car la moindre altération de la structure des sédiments risque de modifier leurs propriétés physico-chimiques et biologiques et, par voie de conséquence, la répartition, la formation de complexes, la composition et la biodisponibilité des substances toxiques qu'ils renferment. Il peut également être important de préserver le profil si un sectionnement à diverses profondeurs s'impose. Tous ces aspects deviennent encore plus importants durant la recherche des causes des effets observés, car il peut alors être nécessaire de soumettre les échantillons à des tests de toxicité ou à des analyses plus complexes (voir la section 8.4). Toutefois, il est généralement admis qu'il est difficile, avec la plupart des dispositifs, de prélever un échantillon de sédiments sans compromettre d'une façon ou d'une autre son intégrité.

L'échantillonnage des sédiments s'effectue normalement avec une benne, un carottier ou une drague. Pour le suivi initial, périodique ou ciblé, les bennes sont recommandées. Les carottiers sont indiqués pour la recherche des causes et sont décrits plus à fond à la section 8.4. Les bennes permettent de prélever des échantillons de sédiments superficiels en vue de déterminer et d'évaluer la distribution horizontale de leurs caractéristiques. Les avantages et les inconvénients des divers types de bennes sont présentés brièvement au tableau 8.1 ainsi qu'au paragraphe suivant. On trouvera des renseignements plus complets sur le sujet dans de Groot et Zschuppe (1981), Baudo *et al.* (1990), ASTM (1992a), Burton (1992) et Sly et Christie (1992).

En plus d'être faciles à manipuler et à utiliser, facilement disponibles, peu dispendieuses, versatiles à l'égard des types de substrats, les bennes permettent de recueillir des volumes de sédiments faibles (0 à 10 cm de profondeur; p. ex. Birge-Ekman, Ponar, mini-Ponar, mini-Shipek) ou importants (0 à 30 cm de profondeur; p. ex. Van Veen, Smith-McIntyre, Petersen). L'utilisation minutieuse de ces dispositifs prévient la plupart des problèmes engendrés par la pénétration imprévisible des sédiments, la perte de sédiments durant la

Tableau 8-1: Avantages et inconvénients des divers types de bennes les plus couramment utilisés pour l'échantillonnage des sédiments (ASTM, 1992a; Mudroch et MacKnight, 1991)

Benne /Dimensions	Utilisation	Profondeur des sédiments échantillonnés (cm)	Volume des échantillons de sédiments (cm^3)	Avantages	Inconvénients
Benne Smith-McIntyre	Lacs, cours d'eau et estuaires profonds.	0-30	10 000-20 000	Permet l'échantillonnage des substrats durs.	Perte des sédiments fins; lourde comparativement aux autres bennes; peut nécessiter un treuil; risque de contamination par les métaux.
Birge-Ekman – petit format	Lacs et zones marines. Sédiments mous, limon et sable.	0-10	≤ 3400	Permet l'échantillonnage des sédiments fins mous et des mélanges de limon et de sable; légère et, par conséquent, facile à utiliser manuellement.	Plans d'eau à courant faible seulement.
Birge-Ekman – grand format	Lacs et zones marines. Sédiments mous, limon et sable.	0-30	≤ 13 300	Permet l'échantillonnage des sédiments fins mous et des mélanges de limon et de sable; le volume des échantillons obtenus permet le sous-échantillonnage.	Plans d'eau à courant faible seulement; s'enfonce trop profondément dans les sédiments très mous en raison de son poids.
Benne PONAR – modèle standard	Lacs, cours d'eau et estuaires profonds. Utile dans le sable, le limon ou l'argile.	0-10	7 250	Type de benne le plus couramment utilisé; convient pour la plupart des substrats; fournit de grands échantillons intacts, permettant ainsi le sous-échantillonnage; indiqué pour les sédiments grossiers et fermes.	L'onde de choc produite durant la descente peut perturber les sédiments fins; risque de fermeture incomplète des mâchoires et, par conséquent, de perte d'une partie de l'échantillon; risque de contamination par le bâtis en métal.
Benne PONAR – mini	Lacs, cours d'eau et estuaires profonds. Utile dans le sable, le limon ou l'argile.	0-10	1 000	Convient à la plupart des substrats non compactés.	Le faible volume de ce dispositif ne réduit pas pour autant le risque de perturbation de l'échantillon.
Van Veen	Lacs, cours d'eau et estuaires profonds. Utile dans le sable, le limon ou l'argile; efficace dans les environnements marins et les milieux à fort courant.	0-30	18 000-75 000 18-75 L	Convient à la plupart des substrats; fournit de grands échantillons intacts, permettant ainsi le sous-échantillonnage; disponible en acier inoxydable.	L'onde de choc produite durant la descente peut perturber les sédiments fins; risque de fermeture incomplète des mâchoires et, par conséquent, de perte d'une partie de l'échantillon; risque de fermeture prématurée des mâchoires en eaux vives; risque de contamination par le bâtis en métal.

Benne /Dimensions	Utilisation	Profondeur des sédiments échantillonnés (cm)	Volume des échantillons de sédiments (cm^3)	Avantages	Inconvénients
Benne Petersen	Lacs, cours d'eau et estuaires profonds. Utile dans la plupart des substrats.	0-30	9 450	Fournit de grands échantillons; pénètre la plupart des substrats.	Lourde comparativement aux autres bennes; nécessite habituellement un treuil; non pourvue d'un couvercle permettant le sous-échantillonnage; présente tous les autres inconvénients des bennes Ekman et Ponar.
Benne Shipek - modèle standard	Utilisée principalement dans les environnements marins et les grands lacs et réservoirs intérieurs; peu utile dans les substrats argilo-sableux et tills compactés.	0-10	3 000	Le contenant d'échantillonnage s'ouvre, ce qui permet le sous-échantillonnage; retient bien les sédiments fins.	Risque de contamination par lr bâtis en métal; lourde, peut nécessiter un treuil.
Benne Shipek - mini	Lacs; utile dans la plupart des substrats mous.	0-3	500	S'utilise facilement à la main à partir de la plupart des plates-formes.	Doit pénétrer à la verticale; fournit de petits échantillons; entraîne le lessivage des sédiments fins; risque de fermeture prématurée des mâchoires

Figure 8-1: Échantillonneurs de sédiments recommandés pour divers types d'environnements dulcicoles (d'après Environnement Canada, 1994).

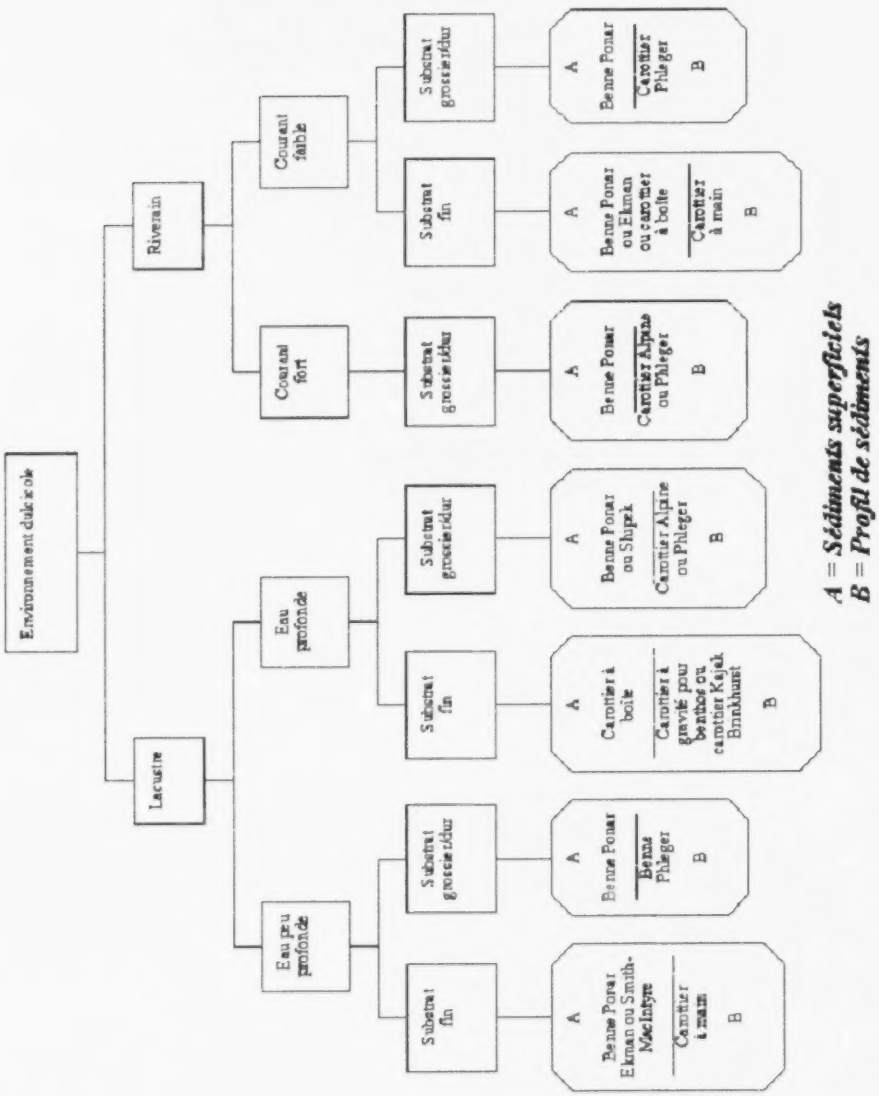
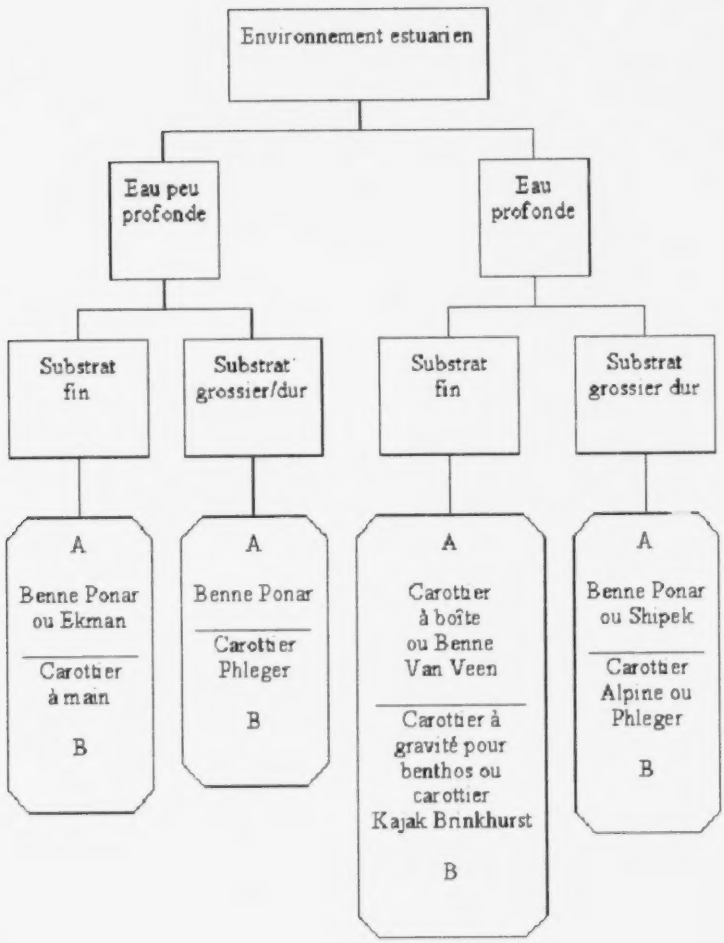


Figure 8-2: Échantillonneurs de sédiments recommandés pour divers types d'environnements estuariens (d'après Environnement Canada, 1994).



A = Sédiments superficiels
B = Profil de sédiments

Figure 8-3: Échantillonneurs de sédiments recommandés pour divers types d'environnements marins (d'après Environnement Canada, 1994).

Marine Environment = Environnement marin
Offshore = Zone extra-côtière
Nearshore = Zone littorale
Deep Water = Eau profonde
Strong Current = Courant fort
Weak Current = Courant faible
Fine-grained Substrate = Substrat fin
Coarse/Hard Substrate = Substrat grossier/dur
Coarse/Hard Substrate = Substrat grossier/dur
Fine-grained Substrate = Substrat fin
Coarse/Hard Substrate = Substrat grossier/dur
Box Corer, Smith-McIntyre or Van Veen Grab = Carottier à boîte ou benne Smith-McIntyre ou Van Venn
Benthos Gravity = Carottier à gravité pour benthos
Van Veen or Smith-McIntyre Grab = Benne Van Veen ou Smith-McIntyre
Alpine or Phleger Corer = Carottier Alpine ou Phleger
Van Veen or Smith-McIntyre Grab = Benne Van Veen ou Smith-McIntyre
Alpine or Phleger Corer = Carottier Alpine ou Phleger
Box Corer or Van Veen Grab = Carottier à boîte ou benne Van Veen
Benthos Gravity = Carottier à gravité pour benthos
Van Veen Grab = Benne Van Veen
Alpine or Phleger Corer = Carottier Alpine ou Phleger

Surficial Sample = Sédiments superficiels
Profile Sample = Profil de sédiments

remontée du dispositif (due à l'entraînement par l'eau ou à l'inclinaison du dispositif), le mélange des couches de sédiments au moment de l'impact, la perte de sédiments superficiels fins provoquée par l'onde de choc durant la remontée et l'action des vagues et des courants (Plumb, 1979; Golterman *et al.*, 1983; Blomqvist, 1990; Baudo *et al.*, 1990; ASTM, 1992a).

Les dragues sont utilisées principalement pour le prélèvement des échantillons de benthos, car elles sont habituellement équipées de parois latérales grillagées qui éliminent les sédiments fins mais retiennent les sédiments grossiers et les organismes benthiques. Il est pratiquement impossible de mesurer de façon précise la superficie couverte par une drague ou d'évaluer la profondeur à laquelle l'échantillon de sédiments a été prélevé. En outre, ce type d'appareil ne permet pas de préserver l'intégrité des échantillons et ne retient ni l'eau de porosité ni les sédiments fins durant la remontée. Pour toutes ces raisons, seules les bennes (suivi initial, périodique et ciblé) et les carottiers (recherche des causes) sont recommandés pour le prélèvement d'échantillons de sédiments.

8.1.3 Profondeur de pénétration des dispositifs d'échantillonnage

La profondeur à laquelle on se propose d'enfoncer le dispositif d'échantillonnage dans les sédiments dépend du type d'appareil, de la nature des sédiments et du volume de sédiments requis. La profondeur à laquelle il s'enfonce réellement dépend principalement des deux premiers facteurs. Dans la plupart des études de suivi, où une éventuelle contamination passée ne constitue pas une priorité, la couche supérieure formée par les cinq premiers centimètres de sédiments est l'horizon ciblé pour la caractérisation chimique et l'évaluation de la toxicité. En général, la plupart des contaminants préoccupants d'introduction récente et des organismes formant l'endofaune se trouvent dans les deux premiers centimètres de sédiments. Les organismes de l'épifaune ont accès à cet horizon (Burton, 1992). En conséquence, pour éviter que l'échantillonnage perturbe la couche superficielle, il faut enfoncer le dispositif à au moins 6 à 8 cm dans les sédiments, préférablement à 10 à 15 cm.

8.1.4 Volume des échantillons

Le volume ou poids minimal recommandé pour les échantillons de sédiments dépend de l'utilisation à laquelle ils sont destinés (voir le tableau 8.2), et il doit par conséquent être établi de façon ponctuelle. Avant d'entreprendre l'échantillonnage, il faut considérer le type et le nombre d'analyses et d'épreuves à réaliser et déterminer en conséquence le volume ou le poids des échantillons de sédiments. Chaque épreuve physico-chimique nécessite une quantité de sédiments particulière. Il est donc important de vérifier si le dispositif d'échantillonnage choisi permet de prélever des échantillons de la taille recherchée (tableau 8.1) et de réévaluer le nombre de réplicats requis par station. Les

exigence relatives au volume ou au poids des échantillons peuvent avoir une incidence sur le traitement des échantillons prélevés (sous-échantillonnage, préparation d'échantillons composites ou division des échantillons).

8.1.5 Échantillons répétés ou réplicats

Lorsque des études de la communauté d'invertébrés benthiques sont menées, au moins un échantillon de sédiments devrait être récolté à chaque station d'échantillonnage d'invertébrés benthiques. Pour la plupart des études de suivi, le prélèvement d'un seul échantillon par station d'échantillonnage suffit normalement. Toutefois, l'obtention d'un seul échantillon de sédiments par station fournit peu d'indications sur la variabilité des sédiments. En revanche, si l'on prélève des réplicats séparés à chaque station d'échantillonnage, il devient possible d'effectuer des comparaisons quantitatives statistiques à l'intérieur d'une même zones et entre plusieurs zones (Holland *et al.*, 1993). La subdivision d'un échantillon en plusieurs sous-échantillons permet également d'apprécier le degré de variabilité à l'intérieur de cet échantillon, mais pas nécessairement à l'échelle de la station. Le prélèvement d'échantillons distincts dans une zone donnée peut fournir des indications précieuses sur le degré d'hétérogénéité des sédiments.

Le nombre de réplicats requis dans pour chaque station d'échantillonnage dépend de la sensibilité et de la puissance statistique des analyses projetées. En général, le plus faible écart à partir de l'hypothèse nulle dont la détection est considérée scientifiquement ou environnementalement importante doit être établi *a priori*, en même temps que le niveau de puissance de l'épreuve choisie pour l'hypothèse alternative (Green, 1989).

8.1.6 Utilisation de la benne

Lors du prélèvement des échantillons de sédiments à l'aide d'une benne, il importe de bien contrôler la vitesse de descente du dispositif et d'éviter sa descente en " chute libre ". Pour réduire le risque de torsion durant la descente, il faut relier la benne au câble par l'intermédiaire d'un pivot à roulement à billes. La benne doit entrer en contact avec le substrat ou être maintenue tout juste au-dessus, et sa pénétration dans les sédiments doit se faire uniquement par gravité ou à l'aide d'un mécanisme à pistons. Un treuil doit être utilisé pour diriger la benne durant sa descente et son ascension, en particulier en eaux profondes. Une fois l'échantillon recueilli, la benne doit être remontée lentement et progressivement jusqu'à la surface, à la vitesse d'environ 30 $cm \cdot s^{-1}$. Une fois que la benne est à la surface, il faut rincer minutieusement ses parois extérieures avec de l'eau provenant de la station d'échantillonnage afin de prévenir tout risque de contamination de l'échantillon durant son transfert. Il faut également inspecter la benne pour s'assurer qu'elle s'est refermée correctement. Pour chaque type de benne utilisé, il faut respecter le mode opératoire normalisé prévu afin de s'assurer que le dispositif choisi est utilisé correctement.

Tableau 8-2: Volume ou poids minimal des échantillons de sédiments requis selon l'utilisation prévue.

Utilisation prévue	Volume (mL)	Poids [1]	
		(poids sec, en g)	(poids humide, en g)
Analyses physico-chimiques :			
Contaminants inorganiques	90	10	100
Autres constituants chimiques (p. ex. COT, teneur en eau)	300	60	330
Taille des particules	230	50	250
Tests biologiques			
Tests de toxicité[2]	1 000 – 300	200 – 600	1 100 – 3 300
Tests de bioaccumulation[3]	3 000	600	3 300
Extraction de l'eau de porosité[4]	2 000	S/O	3 200
Préparation d'un élutriat	1 000	200	1 100

1 Pour une densité de 2,0, une teneur moyenne en matière organique et une teneur en eau de 90 %.

2 Selon les exigences moyennes de trois tests.

3 Pour un volume moyen de 3 L de sédiments par échantillon; un volume additionnel de 3 L est requis pour chaque réplicat.

4 Pour une densité de 2,0, une teneur moyenne en matière organique et une teneur en eau extractible de 40 %.

S/O Sans objet.

Quel que soit le type de dispositif d'échantillonnage utilisé, le mode opératoire normalisé correspondant doit être accessible immédiatement, et tout le personnel participant à l'échantillonnage doit en maîtriser parfaitement chacune des étapes. L'embarcation ou la plate-forme utilisée pour l'échantillonnage doit être stationnaire et suffisamment stable pour permettre l'inspection et la manipulation des échantillons prélevés. Chaque échantillon doit être accompagné de notes de terrain. Entre chaque station et entre chaque prélèvement effectué à l'intérieur d'une même station, il faut laver soigneusement le dispositif d'échantillonnage en le plongeant et en le retirant de l'eau rapidement à plusieurs reprises afin de déloger les particules de sédiments qui pourraient y adhérer. Cette opération peut également se faire à l'aide d'un boyau et d'eau provenant de la station. À chaque changement de station et avant chaque nouveau prélèvement, le dispositif doit être soigneusement rincé avec de l'eau provenant de la station où le prochain prélèvement doit être effectué.

Sommaire des recommandations s'appliquant à l'utilisation d'une benne :

- Les modèles de benne recommandés pour l'échantillonnage des sédiments dans les environnements dulcicoles, estuariens et marins sont présentés aux figures 8.1, 8.2 et 8.3, respectivement.
- L'échantillonnage des sédiments superficiels doit être effectué à une profondeur minimale de 6 à 8 cm; la profondeur idéale, toutefois, est de 10 à 15 cm.
- L'utilisation d'un treuil s'impose pour contrôler la vitesse de descente et de remontée de la benne en eaux plus profondes.
- L'embarcation ou la plate-forme utilisée pour l'échantillonnage doit être stationnaire et aussi stable que possible.
- Chaque échantillon doit être accompagné de notes de terrain.
- Il faut laver ou rincer minutieusement l'extérieur de la benne avec de l'eau propre afin de déloger toutes les particules de sédiments qui pourraient y adhérer avant de transférer l'échantillon dans son contenant d'entreposage.
- À chaque changement de station et entre chaque prélèvement réalisé à l'intérieur d'une même station, le dispositif doit être soigneusement rincé avec de l'eau provenant de la station où le prochain prélèvement doit être effectué. L'équipement servant à la manipulation des échantillons doit également être lavé minutieusement entre chaque prélèvement.
- Tous les échantillons doivent satisfaire aux critères d'acceptabilité (section 8.1.7) pour être considérés adéquats.

8.1.7 Critères d'acceptabilité des échantillons

Il est essentiel d'inspecter tous les échantillons afin de s'assurer :

- qu'ils ont été prélevés à la profondeur prévue;
- que les mâchoires de la benne sont fermées correctement et que la benne ne s'est enfoncée obliquement dans les sédiments ou inclinée lors de la remontée (risque de perte de sédiments).

Tout échantillon qui ne respecte pas l'un ou l'autre de ces critères doit être rejeté et remplacé par un autre échantillon recueilli à la même station, le plus près possible du point de prélèvement initial. Si l'échantillonnage se déroule dans un cours d'eau dont on connaît la direction du courant, le nouvel échantillon doit être recueilli en amont du point où l'échantillon rejeté a été prélevé. Le rejet des échantillons jugés inadéquats doit se faire de manière à ne pas perturber le prélèvement des échantillons de remplacement à la même station ou, le cas échéant, dans d'autres stations.

8.1.8 Paramètres des sédiments à mesurer sur le terrain

La mesure des paramètres suivants est recommandée sur le terrain, en particulier durant le suivi ciblé et la recherche des causes :

- température et pH des sédiments à l'interface eau-sédiments;
- potentiel d'oxydoréduction. Cette information permet de déterminer si les sédiments sont oxiques ou anoxiques ou d'établir la profondeur de l'interface entre ces conditions dans les sédiments. La mesure de la teneur en oxygène dissous est recommandée en eau douce, et celle du potentiel d'oxydoréduction en milieu marin.

La mesure des paramètres susmentionnés pourrait faciliter l'interprétation des résultats des analyses.

8.2 Manipulation et analyse des échantillons

8.2.1 Manipulation des échantillons de sédiments

Les recommandations suivantes s'appliquent à la manipulation des échantillons de sédiments :

- Comme les sédiments peuvent contenir un mélange de substances dangereuses, tout contact de la peau avec les échantillons est à éviter, et les personnes qui participent au prélèvement ou à la manipulation et à la préparation des échantillons en vue des analyses doivent porter des vêtement protecteurs et utiliser des dispositifs de sécurité appropriés (gants, bottes, sarrau ou tablier, lunettes de protection et respirateur).

- La manipulation des échantillons doit se dérouler dans un endroit bien ventilé (p. ex. à l'extérieur, sous une hotte ou dans une boîte à gants fermée), de manière à prévenir le plus possible l'inhalation des émanations gazeuses provenant des sédiments.

- Les surfaces de travail doivent être recouvertes de pellicules Teflon®, de plateaux en polyéthylène haute densité ou d'autres dispositifs de protection faits de matériaux inertes imperméables ou jetables.

- Un protocole exposant les mesures d'urgence à prendre en cas de déversement doit être affiché au laboratoire ou sur l'embarcation à partir de laquelle s'effectue l'échantillonnage, et tous les employés doivent comprendre toutes les étapes du mode opératoire normalisé et connaître les recommandations pertinentes.

8.2.2 Sous-échantillonnage

Si l'on prévoit de procéder au sous-échantillonnage des échantillons de sédiments prélevés, il est important de pouvoir accéder à la surface de ces échantillons sans provoquer la perte d'eau ou de sédiments fins.

Avant d'entreprendre le sous-échantillonnage, il est important, le cas échéant, d'éliminer par siphonnage, en prenant toutes les précautions qui s'imposent, la couche d'eau sus-jacente non turbide. Cette opération s'effectue à l'aide d'une pelle plate et propre (Teflon ® ou autre matériau inerte, non réactif et non contaminant) ou d'un carottier à main approprié. Les sédiments doivent être recueillis à une profondeur de 5 cm. Le sous-échantillonnage est souvent pratiqué au niveau des deux premiers centimètres de sédiments lorsque l'état des dépôts les plus récents constitue une source de préoccupation. De façon générale, la profondeur choisie dépend des objectifs de l'étude. Idéalement, chaque sous-échantillon devrait être transféré dans un contenant distinct préalablement lavé et étiqueté. Ce contenant devrait être scellé, une fois débarrassé de tout l'air qu il contenait.

Si le dispositif d'échantillonnage ne permet pas d'accéder à la surface de l'échantillon, le sous-échantillonnage doit se dérouler conformément aux étapes suivantes. Une fois ramené à la surface, l'échantillon doit être déposé dans un contenant propre fait d'un matériau inerte et présentant la même forme que le dispositif d'échantillonnage. La benne est ensuite introduite dans ce contenant, et ses mâchoires sont ouvertes lentement afin d'assurer le transfert de l'échantillon avec le moins de perturbation possible. Une fois l'échantillon transféré, le sous-échantillonnage à l'aide d'un carottier à main ou d'une pelle peut débuter. Les bords de l'échantillon, dont l'intégrité est plus susceptible d'être compromise durant l'extraction de la benne, ne doivent être pas être inclus dans les sous-échantillons.

8.2.3 Constitution d'échantillons composites

Si le regroupement d'un certain nombre de sous-échantillons résultant de prélèvements distincts effectués dans une même zone d'échantillonnage s'impose, les sous-échantillons doivent être placés dans un contenant propre qui est fermé sous vide dès qu'il est rempli. La constitution d'échantillons ou de sous-échantillons composites peut également être réalisée en laboratoire.

8.2.4 Contenants d'échantillon

Chaque échantillon doit être transféré de la benne à un contenant, qui pourra servir ou non de contenant d'entreposage par la suite. Les contenants d'échantillon peuvent être conservés temporairement sur les lieux de l'échantillonnage avant d'être ramenés et entreposés au laboratoire, ou acheminés immédiatement au laboratoire pour y être entreposés. Les types de contenants d'échantillon recommandés pour la détermination de la distribution granulométrique et de la teneur en carbone organique total sont décrits au tableau 8.3. Les échantillons de sédiments entiers peuvent être transférés directement de la benne à un grand contenant propre (p. ex. >1 L). Pour les plus petits échantillons ou sous-échantillons de sédiments (250 à 1 000 mL), l'utilisation de contenants à large ouverture pourvus d'un couvercle avec revêtement en Teflon® est recommandée.

Si l'on prévoit d'entreposer les échantillons à 4 °C, il faut remplir les contenants jusqu'au bord et chasser tout l'air qu'ils renferment avant de les fermer. En revanche, on évitera de remplir complètement les contenants si l'on prévoit de congeler les échantillons. Dans ce cas, il faut laisser un espace d'environ 2,5 cm entre l'échantillon et le couvercle en prévision de l'expansion de l'échantillon une fois congelé, puis purger cet espace libre de l'air qu'il contient avec de l'azote avant de sceller le contenant. Il faut envelopper les contenants en verre transparent dans un matériel opaque (p. ex. papier d'aluminium propre) afin de les protéger de la lumière et réduire le risque de bris accidentel.

Chaque contenant d'échantillon doit être étiqueté correctement et stabilisé à la verticale dans le contenant de transport. L'étiquette apposée sur chaque contenant doit comporter les indications minimales suivantes : numéro du site, emplacement ou identification de la station, type d'échantillon, méthode d'échantillonnage utilisée, nom de l'échantillonneur et date et heure du prélèvement.

8.2.5 Transport et entreposage des échantillons de sédiments

Le transport et l'entreposage des échantillons de sédiments doivent se faire selon les méthodes et dans les conditions suivantes :

- Le contenant utilisé pour le transport des échantillons doit être réfrigéré à 4 ± 2° C ou contenir de la glace ou des contenants réfrigérants congelés. La température de ce contenant ne doit pas dépasser 7 °C durant le transport des échantillons vers le laboratoire.

- Si les échantillons recueillis sur le terrain sont chauds (p. ex. >6 C), il faut abaisser leur température à 1 à 6 C avant de les introduire dans le contenant d'expédition.

- Les échantillons ne doivent pas être congelés durant leur transport.
- Idéalement, on devrait placer un thermomètre maxima-minima ou un thermomètre

enregistreur dans le contenant d'expédition avant de le fermer. Tout écart de température doit être signalé.

- Le contenu du contenant d'expédition doit être protégé de la lumière.
- Tous les échantillons de terrain nécessitant un traitement avant d'être entreposés doivent parvenir au laboratoire dans les 72 heures qui suivent leur prélèvement, préférablement dans les 24 heures.

Si ces exigences ne peuvent être respectées en raison de diverses contraintes opérationnelles, il faut faire en sorte que les méthodes d'entreposage et les conditions dans lesquelles l'entreposage et l'expédition des échantillons sont réalisés compromettent le moins possible l'intégrité des échantillons (Mudroch et MacKnight, 1991).

Tableau 8-3: Types de contenants et conditions recommandés pour l'entreposage des échantillons de sédiments

Utilisation prévue	Type de contenant	Poids humide ou volume de l'échantillon	Conditions d'entreposage	
			Température	Durée de conservation
Analyse granulométrique	Teflon® Verre Contenant en polyéthylène haute densité ou sacs	250 g	4 – 40 °C Ne pas congeler	≤≤ 6 mois
Carbone organique total	Teflon® Contenant en verre pourvu d'un couvercle avec revêtement en Teflon® ou en polyéthylène	100 g	4 ± 2 °C	≤≤ 48 h

8.2.6 Préparation des échantillons à analyser en laboratoire

La préparation des échantillons de sédiments doit se dérouler dans un endroit bien ventilé (p. ex. sous une hotte), et toutes les mesures d'hygiène et de sécurité qui s'imposent doivent être prises. Aux fins des suivis initial, périodique et ciblé, la préparation des échantillons en présence de conditions anoxiques ne constitue pas une source de préoccupation. Toutefois, pour la recherche des causes ou les évaluations de la toxicité, la préparation des échantillons anoxiques doit être menée à bien dans une boîte à gants, en présence d'un débit contrôlé de gaz inerte, s'il apparaît souhaitable de maintenir de telles conditions anoxiques. Certaines des méthodes de préparation permettant de répartir les sédiments dans les contenants d'analyse sont décrites brièvement ci-dessous.

Homogénéisation : Pour homogénéiser les échantillons de sédiments sur les plans de la coloration, de la texture et de la teneur en eau, on peut les mélanger à la main ou à l'aide d'un outil mécanique. Toutefois, il importe de démontrer *a priori* l'efficacité de la méthode utilisée et de toujours utiliser le même temps de mélange afin de faire en sorte que le traitement soit cohérent d'un échantillon à l'autre et réduise le plus possible l'altération de l'ordre de la distribution granulométrique des échantillons.

Le mélange des sédiments doit être réalisé dans le contenant d'échantillon ou d'entreposage.

Partitionnement : La mise en cône et le quartage sont les méthodes recommandées pour le partitionnement des sédiments en vue de leur répartition dans les contenants d'analyse. Si l'on utilise un séparateur de sédiments, il convient de faire la preuve de son efficacité. Ce dispositif doit être fabriqué à partir d'un matériau inerte.

Séchage : Le séchage des sous-échantillons de sédiments peut se faire au four (1 à 5 g de sédiments humides) à basse température (40 à 60°C) jusqu'à obtention d'un poids stable, ou par lyophylisation ou cryodessiccation.

Concassage et broyage : Pour le broyage de petits volumes de sédiments, il est recommandé d'utiliser un broyeur à galets et boulets de type commercial (Mudroch et MacKnight, 1991). Il convient toutefois de noter que le broyage peut modifier les propriétés chimiques des sédiments. La fragmentation des sédiments peut également se faire à l'aide d'un mortier et d'un pilon.

Déshydratation : La centrifugation suivie d'une décantation du surnageant est la méthode recommandée pour la déshydratation des échantillons de sédiments. La vitesse de centrifugation dépend de la taille (poids ou volume des sédiments) de l'échantillon et des particules.

8.2.7 Prévention de la contamination des échantillons de sédiments

Pour les échantillons destinés aux analyses chimiques, les méthodes utilisées pour le prélèvement, la manipulation, le transport et l'entreposage des sédiments sont à peu de choses près identiques à celles décrites précédemment. La contamination des échantillons constitue cependant une préoccupation majeure, et toutes les précautions qui s'imposent doivent être prises pour éviter ce problème.

Pour les échantillons destinés aux analyses chimiques, l'utilisation de dispositifs d'échantillonnage comportant des composantes non protégées en cuivre, en zinc, en laiton ou en matière galvanisée est déconseillée, car ces dispositifs peuvent modifier les concentrations de métaux dans les échantillons. Si cela s'avère impossible, il faut, au moment du sous-échantillonnage, éliminer les portions de sédiments qui sont directement en contact avec les parois du dispositif d'échantillonnage. Les sous-échantillons doivent être transférés dans des contenants propres fabriqués à partir d'un matériau inerte de manière à éviter leur contamination ou l'altération de leurs caractéristiques. Avant de sceller le contenant hermétiquement, il faut s'assurer de chasser tout l'air qu'il renferme.

Les types de contenants et les conditions recommandés pour l'entreposage des sédiments sont décrits au tableau 8.4. Il est particulièrement important de traiter les contenants avant d'y transférer les échantillons (Environnement Canada, 1983, 1989). Cette précaution permet d'éliminer les résidus et (ou) les composés lixiviables qui pourraient se trouver dans les nouveaux contenants en verre ou dans la plupart des contenants en plastique et restreint le nombre de sites d'adsorption potentiels. Le traitement préalable des contenants s'effectue selon les étapes suivantes :

- Frotter avec un détergent sans phosphate et de l'eau chaude;
- Rincer sous un fort jet d'eau chaude;
- Immerger pendant 72 h dans un bain acide avec du HNO_3 8 M (50 mL de HNO_3 par litre d'eau);
- Rincer quatre fois avec de l'eau chaude;
- Rincer trois fois avec de l'eau distillée à deux reprises;
- Laver les couvercles (en Teflon® ou avec revêtement en Teflon®) avec un détergent et de l'eau chaude, et rincer avec de l'eau distillée à deux reprises.

Le bain acide entraîne la lixiviation des métaux-traces (p. ex. Cu, Fe, Mo, Ni et Zn) des matières plastiques. Le triple rinçage à l'eau distillée s'impose parce que le traitement à l'acide peut activer les sites d'adsorption sur les polymères, qui peuvent dès lors lier les métaux-traces présents dans l'échantillon de terrain.

Tableau 8-4: Types de contenants et conditions recommandés pour l'entreposage des échantillons de sédiments prélevés pour des analyses chimiques

Utilisation prévue	Type de contenant	Poids humide ou volume de l'échantillon	Conditions d'entreposage	
			Température	Durée de conservation
Principaux ions et éléments : p. ex. Al, C, Ca, Cl, Cr, Fe, Fl, H, K, Mn, Mg, Na, P, S, Si, Ti, (oxydes et total)	Teflon® Contenant en polyéthylène haute densité ou sacs	250 g	4 ±2°C ######	≤≤ 2 sem.
Éléments nutritifs : p. ex. NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N, TKN, CT, COD	Teflon® Verre avec couvercle comportant un revêtement en Teflon® ou en polyéthylène	100 g	4 ± 2 °C ######	≤≤ 48 h
Éléments-traces : p. ex. Ag, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sr, Va, Zn	Teflon® Contenant en polyéthylène haute densité ou sacs	250-500 g	4 ± 2°C ###### ou -20 °C	≤≤ 2 sem. ≤≤ 6 mois

8.3 Analyse des échantillons de sédiments

8.3.1 Détermination de la distribution granulométrique

La distribution granulométrique des sédiments doit être déterminée chaque fois qu'une étude de la communauté d'invertébrés benthiques est entreprise. Cet exercice doit être réalisé avec au moins un échantillon par station d'échantillonnage d'invertébrés benthiques.

La détermination de la distribution granulométrique s'impose pour plusieurs raisons. Cette information est en effet capitale pour l'interprétation des résultats des analyses chimiques et biologiques. Elle l'est encore davantage pour l'interprétation des résultats des études des communautés des invertébrés benthiques, la taille des particules ayant un effet significatif sur la structure de ces communautés. Elle peut également fournir des indications précieuses sur l'origine des matières sédimentaires et les conditions dynamiques en présence desquelles les sédiments ont été transportés et déposés. L'analyse granulométrique permet de déterminer la surface spécifique (exprimée en

m^2/g) et, subséquemment, d'évaluer le pouvoir adsorbant des métaux et des substances organiques.

Bien qu'il existe plusieurs échelles de classification granulométrique, c'est l'échelle de Wentworth (1922) qui est recommandée pour l'interprétation des données de SEE.

Classification	Taille des particules
Gravier	16,0 - 2,0 mm
Sable grossier	2,0 - 0,2 mm
Sable fin	0,2 – 0,062 mm
Limon	0,062 - 0,0039 mm
Argile	< 0,0039 mm

Les échantillons de sédiments destinés à l'analyse granulométrique peuvent être recueillis dans des contenants en verre, en métal ou, préférablement, en plastique. Les échantillons doivent être entreposés à l'obscurité à 4 °C et analysés dans les 14 jours suivant leur prélèvement.

Des instructions sur la façon de mener à bien une analyse granulométrique des sédiments sont présentées dans *Standard Method for Particle-Size Analysis of Soil*, ASTM, D422-63. Cette analyse granulométrique comporte habituellement deux étapes, soit l'analyse par tamisage et l'analyse hydrométrique. La première analyse permet de classifier les particules mesurant plus de 0,06 à 0,075 mm (la taille minimale étant fonction des dimensions des mailles utilisées). Elle repose sur un tamisage humide de l'échantillon à travers au moins quatre tamis dont la taille des mailles varie entre 0,06 à 0,16 mm. Les particules retenues par les tamis sont séchées et pesées. Celles qui traversent les mailles de 0,06 mm sont recueillies et transférées dans un contenant de 2 L, avec l'eau de rinçage. La quantité de particules dans cette fraction de 0,06 mm à 0,0014 mm est déterminée à l'aide d'un hydromètre. En regroupant les résultats de ces deux analyses, il devient possible de tracer la courbe de la distribution granulométrique. Cette courbe illustre la répartition de la matière (en pourcentage) dans les différentes fractions par rapport au poids total de l'échantillon.

La détermination de la distribution granulométrique peut également se faire par diffraction laser. De plus en plus accessible, cette méthode est plus efficace et fournit des résultats d'une plus grande résolution que les méthodes susmentionnées. L'instrument utilisé pour la diffraction laser utilise la lumière émise par un laser à hélium-néon à faible puissance (le faisceau analyseur). Les particules de l'échantillon de sédiments traversent le faisceau à partir d'un réservoir de dispersion qui entraîne la matière sédimentaire en suspension dans l'eau vers une cellule. La lumière dispersée par les particules est dirigée sur les lentilles réceptrices, qui la focalisent sur une diode composée de nombreux cercles concentriques. Par un processus de compensation contrainte des moindres carrés des prédictions dispersées aux données observées, l'ordinateur calcule une distribution du volume des particules en tenant compte des caractéristiques de dispersion observées. Aucune hypothèse concernant la forme de la distribution granulométrique n'est postulée *a priori*, ce qui permet la caractérisation de distributions plurimodales.

L'efficacité de la diffraction laser est un gros avantage. Les mesures s'effectuent habituellement en quelques secondes, et les données sont sauvegardées numériquement et sont immédiatement accessibles pour le tracé de courbes et la réalisation d'autres calculs. Souvent, une seule mesure permet de connaître toute la distribution. Selon l'instrument utilisé, l'analyseur laser peut déterminer la taille de toutes les particules mesurant 0,05 µm à 2 000 µm. Pour les échantillons comportant des particules de plus de 2 000 µm, il est possible de fusionner les résultats du tamisage aux données obtenues par diffraction laser. Enfin, les résultats obtenus par diffraction laser ont une résolution très élevée et sont facilement reproductibles, ce qui n'est pas le cas pour ceux de l'analyse par tamisage et de l'analyse hydrométrique.

8.3.2 Détermination de la teneur en carbone organique total

Comme la distribution granulométrique, la teneur en carbone organique total dans les échantillons de sédiments doit être déterminée chaque fois qu'une étude de la communauté d'invertébrés benthiques est entreprise. Ici encore, il faut déterminer la teneur en carbone organique total d'au moins un échantillon par station d'échantillonnage d'invertébrés benthiques.

Le carbone est présent dans les sédiments sous différentes formes organiques (matières humiques, substances chimiques, matières végétales et animales) et sous forme de carbonates inorganiques. Le carbone organique dans les sédiments et la colonne d'eau réduit la quantité d'oxygène dissous en utilisant l'oxygène disponible, contribuant ainsi à l'eutrophisation de l'environnement. En outre, à certaines valeurs de pH, les matières humiques forment des complexes avec les métaux, augmentant de ce fait la solubilité de ceux-ci dans la colonne d'eau. Deux méthodes sont couramment utilisées pour mesurer les concentrations de carbone organique total dans les sédiments. La première fait appel à un analyseur d'éléments comportant un détecteur à conductivité thermique. On l'utilise pour les échantillons de 0,5 à 25 mg. La deuxième méthode nécessite un four à oxydation et est recommandée pour les échantillons de 0,25 à 0,5 g. Elle est fondée sur l'utilisation de la spectrophotométrie à l'infrarouge.

Analyseur d'éléments : le carbone inorganique est d'abord éliminé par traitement à l'acide chlorhydrique. Le COT est ensuite oxydé en dioxyde de carbone en présence d'un catalyseur. Le gaz produit est séparé par chromatographie, et sa concentration est quantifiée à l'aide d'un détecteur à conductivité thermique.

Four à oxydation : le carbone inorganique est d'abord éliminé par traitement à l'acide chlorhydrique. Le COT est ensuite oxydé dans le four à oxydation en présence de dioxyde de manganèse. Le dioxyde de carbone formé par l'oxydation du carbone organique est mesuré directement par absorption dans l'infrarouge à la longueur d'onde caractéristique pour le dioxyde de carbone.

Ces méthodes d'analyse du COT dans les sédiments sont décrites dans :

Test Methods for Evaluating Solid Waste-Physical and Chemical Methods, USA Environmental Protection Agency, 1986, Method 9060.

Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 19th edition, American Public Health Association, 1995.

8.3.3 Détermination des concentrations de métaux totaux

La détermination des concentrations de métaux totaux n'est pas un volet obligatoire du programme de SEE. Les mines sont toutefois encouragées à mesurer les teneurs en métaux totaux des sédiments chaque fois qu'elles entreprennent une étude de la communauté d'invertébrés benthiques. La connaissance de ces teneurs peut faciliter l'interprétation des résultats des études des communautés d'invertébrés benthiques et la conception des études subséquentes.

Les sédiments sont une composante à part entière des écosystèmes aquatiques et sont dès lors souvent considérés dans le cadre de nombreux programmes de suivi environnemental. Leur formation résulte du tassement différentiel de particules terrigènes en suspension qui ont été introduites dans les écosystèmes aquatiques et de précipités qui ont été produits par les divers processus chimiques et biologiques qui se déroulent dans ces mêmes écosystèmes. Les particules en suspension qui atteignent les écosystèmes aquatiques peuvent déjà contenir des contaminants. Par ailleurs, les particules non contaminées en suspension dans l'eau peuvent accumuler des contaminants solubles présents dans l'eau de ces mêmes écosystèmes. Les processus de précipitation peuvent également piéger des contaminants. Par voie de conséquence, les sédiments peuvent être assimilés à des réservoirs ou à des puits de contaminants.

Les contaminants qui atteignent les sédiments à partir de sources ponctuelles telles que les effluents miniers peuvent devenir biodisponibles et pénétrer les chaînes trophiques des écosystèmes aquatiques, réduisant de ce fait la qualité de ces habitats. L'évaluation de la qualité des sédiments aide à déterminer quels contaminants atteignent la zone exposée. Les sédiments se révèlent de meilleurs intégrateurs des conditions environnementales moyennes à long terme que les échantillons d'eau servant à des analyses chimiques ponctuelles.

Le choix des paramètres à mesurer dans le cadre des analyses chimiques des sédiments varie d'un site à l'autre. Si des données historiques sur la qualité des sédiments existent, il convient de les utiliser en combinaison avec les données de caractérisation des effluents et de qualité de l'eau pour dresser la liste des paramètres à analyser.

L'analyse chimique globale des sédiments fournit des informations sur les taux de charge de divers éléments et les tendances liées à la sédimentation. Parmi les méthodes utilisées

pour le dosage des métaux dans les sédiments, mentionnons la spectrophotométrie d'absorption atomique, la fluorescence X, l'analyse par activation neutronique instrumentale, la spectrophotométrie d'absorption atomique à plasma inductif et la spectrométrie de masse à plasma inductif. Comme les concentrations de métaux dans les sédiments sont élevées, en particulier dans les régions minières, les méthodes d'analyse présentant des seuils de détection plus élevés (p. ex. plasma inductif, spectrophotométrie d'absorption atomique à plasma inductif) conviennent généralement pour l'analyse chimique des sédiments.

L'extraction des métaux totaux s'effectue après digestion des échantillons globaux dans l'eau régale ou dans un mélange d'acides perchlorique, nitrique et chlorhydrique. La taille des particules de sédiments et la teneur en carbone organique peuvent influer sur les concentrations de métaux. Les particules plus fines et la matière organique ont une plus grande affinité pour les métaux et présentent un plus grand nombre de sites de liaison que les particules plus grossières. Dès lors, tous les autres facteurs étant par ailleurs égaux, les concentrations de métaux totaux sont habituellement plus élevées dans les substrats organiques fins. Pour prendre en compte cette différence, il est recommandé de tamiser les échantillons de sédiments à travers un tamis à mailles de 63 µm et d'analyser seulement la fraction de moins de 63 µm.

Il est également possible de normaliser les concentrations de métaux dans les sédiments en fonction de la taille des particules ou de la teneur en matière organique en vue de comparer les résultats obtenus dans des zones différentes. La normalisation des concentrations de métaux dans les sédiments en fonction du pourcentage de fines s'effectue à l'aide de l'équation suivante :

$$Métaux_{NF} = Métaux / Fines$$

où : $Métaux_{NF}$ = Concentration de métaux normalisée en fonction du pourcentage de fines
Métaux = Concentration de métaux observée dans les sédiments (mg/kg)
Fines = Proportion de fines (fractions limon et argile) dans les sédiments

8.4 Suivi des sédiments comme outil durant la recherche des causes

Une recherche des causes s'impose lorsqu'un effet lié à l'exploitation minière a été détecté et que les études de suivi enclenchées antérieurement n'ont pas permis d'en déterminer l'origine. Lorsque des effets ont été détectés parmi la communauté d'invertébrés benthiques, un certain nombre de techniques de suivi des sédiments peuvent aider à en comprendre la nature et l'origine. Dans certains cas, durant le suivi ciblé, certaines de ces techniques peuvent également fournir des indications utiles sur l'ampleur et la portée géographique d'un effet observé parmi la communauté d'invertébrés benthiques.

Les méthodes décrites ci-dessous sont recommandées. Il n'est pas nécessaire d'utiliser toutes ces méthodes pour déterminer l'origine d'un effet, et le recours à une ou deux de ces méthodes suffit généralement. On trouvera dans les sections qui suivent une description des nombreux outils et méthodes qui peuvent être utilisés à profit pour examiner les sédiments durant la recherche des causes.

8.4.1 Transport de masse des sédiments

Il est souvent important de bien comprendre comment s'effectue le transport de masse des sédiments dans certains systèmes hydrographiques, en particulier pour établir l'origine et le devenir des sédiments. La morphologie des cours d'eau alluvionnaires présentant des lits mobiles semble modulée par les tempêtes et autres événements pluvio-hydrologiques majeurs. Dès lors, la répartition des séquences bassins et rapides et la distribution granulométrique des sédiments à l'intérieur de ces cours d'eau peuvent changer plusieurs fois pendant le déroulement d'un programme de SEE. Dans ces circonstances, il importe de bien caractériser la morphologie du lit de ces cours d'eau et, en particulier, celle de ses éléments les plus dynamiques pour établir l'origine des effets observés parmi les communautés d'invertébrés benthiques qui vivent dans ces cours d'eau. Ainsi, il peut être important de savoir si le dépôt annuel des sédiments et l'élimination subséquente des particules plus fines s'effectuent sur de façon régulière et si un déplacement écologiquement important de matières relativement grossières (gravier et galets) se répète sur une échelle de quelques années ou moins.

Une bonne partie des données permettant d'établir un lien entre la morphologie du lit d'un cours d'eau et le transport des sédiments et l'hydrologie des bassins ont été recueillies aux États-Unis, dans des bassins fluviaux générant des quantités relativement importantes de matières en suspension. Dans les régions glaciaires qui recouvrent une bonne partie du Canada, les tempêtes et autres événements pluvio-hydrologiques majeurs ont généralement moins d'effet sur la stabilité des sédiments alluvionnaires des cours d'eau dont les fonds sont dominés par des matériaux d'origine glaciaire. De plus, en particulier au niveau du Bouclier canadien, l'abondance des lacs et des milieux humides, notamment dans les bassins hydrographiques de premier et second ordre, peut contribuer à atténuer les effets des tempêtes et des événements pluvio-hydrologiques majeurs. En conséquence, il apparaît peu utile de comparer les résultats des études menées au Canada avec ceux de travaux effectués aux États-Unis.

L'observation directe du transport des sédiments en suspension et du mouvement des sédiments charriés sur le fond s'avère difficile, car ces événements sont de courte durée et surviennent alors que les débits empêchent ou rendent périlleuse la mesure directe. Toutefois, un certain nombre d'indicateurs qualitatifs de la nature dynamique des lits des cours d'eau peuvent être utilisés. Ainsi, on peut faire appel à des enregistrements photographiques pour documenter les épisodes de ruissellement maximal durant les périodes de débit à plein bord (survenant selon une période de retour d'un an ou plus) et évaluer de façon qualitative l'importance du transport et du dépôt des matières en

suspension. Une autre méthode consiste à mesurer périodiquement le déplacement de blocs rocheux ou de galets identifiés au moyen de codes de couleur. L'exploitant de la mine devrait utiliser une combinaison de méthodes pour décrire les caractéristiques physiques de tels systèmes fluviaux dynamiques.

8.4.2 Vitesse de sédimentation

Le fait de connaître la vitesse de sédimentation peut livrer des renseignements précieux sur la chimie des sédiment et, en particulier, sur l'incidence relative d'une exploitation minière.

Pour estimer quantitativement la vitesse de sédimentation, on peut utiliser des pièges à sédiments. Il est cependant difficile, avec cette technique, d'obtenir des échantillons représentatifs, et il peut être impossible d'évaluer l'effet des tempêtes et des autres événements hydrologiques importants. En raison des difficultés qu'elle soulève, l'estimation directe de la vitesse de sédimentation ne doit être envisagée qu'en présence de circonstances exceptionnelles. Il est également possible d'estimer de façon quantitative la vitesse de sédimentation à long terme à l'aide de carottes de sédiments.

L'incidence relative d'une exploitation minière peut être évaluée de manière plus qualitative dans les cours d'eau à fond graveleux ou les lacs dont les sédiments sont principalement composés de matière organique meuble. En pareils cas, la présence de sédiments fins d'origine minérale peut normalement être imputée à l'exploitation minière. Dans d'autres types d'environnement, cette méthode peut se révéler inefficace, car le dépôt naturel de sédiments fins d'origine minérale masque les effets éventuels de l'exploitation minière.
Pour de plus amples renseignements concernant la sédimentologie des lacs, voir Håkanson et Jansson (1983).

8.4.3 Carottage des sédiments

On trouvera des renseignements détaillés sur le carottage des sédiments dans le document intitulé *Guidance Document on Collection and Preparation of Sediments for Physiochemical Characterization and Biological Testing*, publié en 1994 par Environnement Canada. Les personnes qui envisagent de prélever des échantillons de sédiments par carottage sont invitées à consulter ce document.

On utilise souvent des carottiers pour recueillir des profils de sédiments en vue de déterminer la répartition verticale des caractéristiques des sédiments. De tous les dispositifs d'échantillonnage, ce sont les carottiers qui perturbent le moins l'environnement. Pour cette raison, ils constituent un choix idéal lorsqu'il est essentiel de préserver l'intégrité des échantillons. Leur utilisation s'impose s'il est important de

maintenir un environnement exempt d'oxygène au-delà de la couche de superficielle des sédiments, le risque d'oxydation étant moindre. Divers modèles de carottiers ont été mis au point. Le tableau 8.5 examine brièvement le mode d'utilisation de divers modèles de carottiers et leurs avantages et inconvénients respectifs. Bien que les carottiers permettent de prélever des échantillons intacts et peu perturbés dans les couches de sédiments tant superficielles (couche formée par les premiers 15 à 30 cm) que profondes (>30 cm), seuls quelques modèles donnent de bons résultats dans les substrats comportant un fort pourcentage de sable, de gravier, d'argile ou de till. Le principal inconvénient des carottiers réside dans le fait qu'ils ne prélèvent qu'un faible volume de sédiments dans l'horizon superficiel supérieur (0-5 cm de profondeur), même si le diamètre de leur tube de forage peut varier (diamètre interne de 3,5 à 10 cm),. En conséquence, il est parfois nécessaire de prélever plusieurs petits échantillons répétés pour obtenir la quantité de sédiments requise pour les analyses. Cette opération est évidemment fastidieuse. La perte de la couche extrêmement poreuse à l'interface eau-sédiments induite par le déplacement des sédiments lors du contact initial, de même que la compression des sédiments durant la pénétration, la pénétration excessive, l'inclinaison du dispositif et la perte de sédiments durant la remontée sont des problèmes fréquents. Toutefois, il est habituellement possible de prévenir ou d'atténuer ces problèmes en utilisant les méthodes d'échantillonnage appropriées.

8.4.3.1 Procédures recommandées pour le carottage

Si les carottes de sédiments doivent être acheminées directement au laboratoire et s'il est important qu'elles demeurent intactes durant le transport, il est important de prendre les mesures et précautions suivantes :

- Les tubes-chemises doivent être obturés et scellés avec une bande de ruban adhésif immédiatement après la remontée afin d'empêcher la perte de sédiments et d'eau.
- Les conclusions de l'inspection visuelle des carottes intactes doivent être consignées par écrit (notes de terrain). Les paramètres suivants doivent être considérés lors de l'inspection : longueur de la carotte; épaisseur des différentes unités de sédiments; couleur, consistance (p. ex. compact, meuble, consolidé, non consolidé) et texture (p. ex. gravier, sable, limon, argile); présence de coquillages, de matière organique, de végétation, d'organismes, d'huile, de particules de sol; odeur perceptible (p. ex. soufre, chlore, égout, pétrole). Comme les vapeurs qui se dégagent des sédiments contaminés peuvent être toxiques, il faut éviter de sentir les échantillons de trop près et directement.

- Les carottes intactes (tubes-chemises) doivent être maintenues en position verticale (au moyen d'un support). Chaque échantillon doit être clairement identifié au moyen d'une étiquette fournissant les indications suivantes : emplacement de la station d'échantillonnage, numéro de l'échantillon et(ou) d'identification, date et heure de l'échantillonnage, méthode d'échantillonnage, nom ou initiales de l'échantillonneur.

- L'air présent dans le tube-chemise doit être évacué, et le volume d'eau au-dessus de l'échantillon de sédiments doit être réduit le plus possible afin d'éviter la remise en suspension des sédiments superficiels durant le transport. Il est particulièrement important de retenir le floc superficiel au-dessus de l'échantillon. Les tubes de carottage doivent être entreposés à la verticale dans un contenant de transport (p. ex. boîte calorifugée ou glacière) avec des contenants réfrigérants ou dans une unité réfrigérée permettant de maintenir une température adéquate de 4 ± 2 °C.

- L'utilisation d'un blanc de transport devrait être prévue dans le cadre du programme d'AQ/CQ.

- Le sous-échantillonnage, lorsqu'il s'impose, doit être mené à bien par extrusion dans les 24 heures suivant l'échantillonnage et doit être limité aux seules portions de l'échantillon qui n'ont pas été en contact direct avec le dispositif d'échantillonnage.

- Le sous-échantillonnage de la couche superficielle (0 à 5 cm) des échantillons obtenus à l'aide d'un carottier à boîte doit être effectué au moyen d'un outil propre et non réactif (pelle ou carottier à main avec revêtement en Teflon®), et celui des couches plus profondes, à l'aide d'un carottier à main. Il devrait être limité aux seules portions de l'échantillon qui n'ont pas été directement exposées au dispositif d'échantillonnage.
- La constitution d'échantillons ou de sous-échantillons composites, lorsqu'elle s'impose, peut être réalisée sur le terrain ou en laboratoire. Avant d'analyser un échantillon ou sous-échantillon composite ou de s'en servir dans le cadre d'un test, il faut l'homogénéiser avec un mélangeur mécanique ou à la main, en poursuivant le mélange jusqu'à obtention d'une coloration et texture uniformes ou pendant une période prédéterminée expérimentalement.
- Si le maintien d'un environnement exempt d'O_2 aux fins de la manipulation des échantillons de sédiments est prévu dans le plan d'étude, la manipulation des sédiments anoxiques doit être menée à bien dans une boîte à gants en présence d'un gaz inerte (p. ex. azote).

Tableau 8-5: Avantages et inconvénients des types de carottiers les plus couramment utilisés pour le prélèvement d'échantillons de sédiments (ASTM, 1992a; Mudroch et MacKnight 1991)

Dispositif/ Dimensions	Utilisation	Profondeur de pénétration (cm)	Volume de sédiments prélevé (cm^3)	Avantages	Inconvénients
Tube en plastique fluorocarboné ou en verre D.I. de 3,5-7,5 cm; ≤≤ 120 cm de longueur	Eaux peu profondes (cuissardes) ou eaux profondes (équipement de plongée autonome requis). Dépôts meubles ou semi-consolidés.	0-10	96-442	Préserve la stratification par couches et permet l'étude sédimentologique des couches sédimentaires; rapide; les échantillons peuvent être acheminés immédiatement au laboratoire; très faible risque de contamination.	En raison de la faible taille des échantillons, il faut répéter l'échantillonnage.
Carottier à main muni de tubes-chemises en plastique fluorocarboné ou en verre D.I. de 3.5-7.5 cm ≤≤ 120 cm de longueur	Mêmes utilisations que ci-dessus, mais se prête davantage à une utilisation dans les sédiments consolidés.	0-10	96 – 442	Les poignées facilitent la pénétration du dispositif dans le substrat; mêmes avantages que ci-dessus.	Doit être manipulé avec soin pour prévenir la perte de sédiments; les tubes-chemises doivent être retirés avant chaque prélèvement; faible risque de contamination par les métaux à partir du tube et de la couronne de carottage.
Carottier à boîte	Les mêmes que pour les carottiers décrits ci-dessus; le carottier doit cependant être enfoncé à au moins 1 m dans les sédiments non consolidés.	0-50	≤≤ 30 000	Permet le prélèvement d'échantillons de grande taille, sans perturbation; convient si un sous-échantillonnage s'impose.	Difficile à manœuvrer; son utilisation nécessite de l'équipement lourd.
Carottiers à gravité : Carottier Phleger D.I. de 3.5 cm ≤≤ 50 cm de longueur	Lacs et cours d'eau profonds. Sédiments semi-consolidés.	0-50	≤≤ 481	Faible risque de contamination des échantillons; intégrité des sédiments relativement bien préservée; charge concentrée et bords tranchants.	Doit être manipulé avec soin pour prévenir la perte de sédiments; en raison de la faible taille des échantillons il faut répéter l'échantillonnage; les tubes-chemises doivent être retirés avant chaque prélèvement; utilisation fastidieuse.
Carottier Kajak-Brinkhurst D.I. de 5 cm ≤≤ 70 cm de longueur	Lacs et cours d'eau profonds. Sédiments fins et meubles.	0-70	≤≤ 1 374	Prélève de plus gros échantillons que le carottier Phleger.	Les mêmes que pour le carottier Phleger.

Dispositif/ Dimensions	Utilisation	Profondeur de pénétration (cm)	Volume de sédiments prélevé (cm^3)	Avantages	Inconvénients
Carottier à gravité pour benthos D.I. de 6.6, 7.1 cm ≤≤ 3 m de longueur	Sédiments fins et meubles.	0-3 m	≤≤ 10 263	Aucune perte de sédiments, le tube-chemise étant pourvu de clapets; des ailettes facilitent la pénétration à la verticale.	L'ajout de lest s'avère nécessaire pour assurer une pénétration profonde; nécessite une capacité de levage de 750 à 1 000 kg; le dispositif doit pénétrer les sédiments à la verticale; entraîne la compaction des sédiments.
Carottier Alpine à gravité D.I. de 3.5 cm	Substrats meubles, fins, semi-consolidés.	≤≤ 2 m	≤≤ 1 924	Tubes interchangeables en acier pour diverses profondeurs de pénétration.	Le dispositif doit être enfoncé à la verticale dans les sédiments, mais il n'est pas muni d'ailettes stabilisatrices; la pénétration s'effectue souvent à angle et de façon incomplète; nécessite une capacité de levage de 2 000 kg; entraîne le cisaillement des laminations et la compaction des sédiments; compromet l'intégrité des sédiments.
Carottiers à piston	Fonds marins et grands lacs profonds; convient à la plupart des substrats.	3 à 20 m	?	Permet habituellement de prélever en eaux profondes des carottes de sédiments relativement peu perturbées.	Nécessite une capacité de levage de >2 000 kg; non activation du piston et positionnement du piston au moment de la pénétration ; perturbe la couche superficielle (0-0,5 m).
Carottier à piston BMH-53	Eaux de >2 m de profondeur lorsqu'utilisé avec une tige d'extension; convient pour l'échantillonnage des dépôts meubles à semi-consolidés.	>2 m	?	Le piston accroît la rétention des sédiments.	Les carottes doivent être extraites et transférées dans d'autres contenants sur les lieux de l'échantillonnage; risque de contamination par les métaux à partir des tubes en métal.
Carottier " boomerang " D.I. de 6,7 cm	Fonds marins (jusqu'à 9 000 m de profondeur).	1 m	3 525	Exige très peu d'équipement monté sur navire et peut être largué à partir de petits vaisseaux.	Pénétration maximale de 1,2 m; la récupération des échantillons doit s'effectuer par temps calme; perte de 10-20 %.
Vibrocarottier D.I. de 5-7,5 cm	Plates-formes continentales des océans, grands lacs; substrats de sable, de sable silteux, de sable graveleux.	3-6 m	5 890-13 253	Pour les profils profonds, échantillonne efficacement les substrats sableux avec un minimum de perturbations; peut être mis en œuvre à partir de petites embarcations (p. ex. 10 m de longueur).	Utilisation fastidieuse; l'assemblage et le désassemblage peuvent nécessiter les services de plongeurs; perturbe la couche superficielle (0-0,5 m).

8.4.3.2 Transport et entreposage des carottes-échantillons

Si les carottes-échantillons de sédiments ne sont pas sectionnées ou divisées par sous-échantillonnage sur le terrain, elles peuvent être entreposées temporairement sur le terrain avant d'être rapportées intactes au laboratoire dans le tube-chemise. Dans le cas contraire, les sous-échantillons ou les sections peuvent être transférés dans des contenants et entreposés temporairement sur le terrain. Les contenants d'échantillon renfermant les sédiments prélevés sur le terrain sont ensuite placés dans le contenant de transport et acheminés au laboratoire. Les grandes carottes-échantillons (tubes-chemises >1 m) qui ne peuvent être introduites intactes dans le contenant de transport peuvent être scindées en tronçons de 1 m avant leur transport. Il faut alors obturer minutieusement les extrémités des tubes-chemises afin d'éviter que l'air y pénètre. Il importe alors de démontrer que la méthode et l'équipement utilisés pour sectionner les carottes-échantillons ont peu d'effet sur l'intégrité de chacun des tronçons de sédiments, ne contaminent pas l'échantillon et n'entraînent aucune perte du continuum des sédiments. Diverses méthodes ont été utilisées pour couper, diviser ou sectionner les carottes de sédiments (Mudie *et al.*, 1984; pour un survol de ces méthodes, voir Mudroch et MacKnight, 1991).

Il n'est pas recommandé de congeler les échantillons avant leur transport ou leur sectionnement, car la congélation peut modifier leur volume en faisant varier leur teneur en eau et altérer de façon permanente leur structure (de Groot et Zschuppe, 1981; Rutledge et Fleeger, 1988; Mudroch et MacKnight, 1991). Durant leur transport vers l'installation d'entreposage ou le laboratoire, les échantillons congelés ne doivent pas être décongelés, et la température des échantillons entreposés temporairement en chambre froide (4 ±! 2 °C) ne doit pas s'élever au-dessus de 7 °C ni s'abaisser en-dessous de 1 °C.

8.4.3.3 Manipulation des échantillons

Une des principales difficultés qui entoure le prélèvement et l'entreposage des échantillons consiste à préserver leur intégrité jusqu'à ce qu'on soit en mesure d'en évaluer les propriétés physiques et chimiques et(ou) la toxicité. Pour y parvenir, il faut veiller à ce que les conditions dans lesquelles s'effectuent le transport et l'entreposage perturbent le moins possible les propriétés physiques, chimiques et biologiques des échantillons et des sous-échantillons. Toutes les manipulations et les procédures utilisées pour préparer les échantillons en vue des analyses peuvent altérer la nature de ces échantillons. Les méthodes de manipulation comportent donc deux objectifs : préparer ou traiter les échantillons de telle sorte qu'ils demeurent le plus représentatifs possible aux plans chimique et toxicologique des sédiments se trouvant aux stations d'échantillonnage et qu'ils se prêtent plus facilement aux bioessais ou analyses de caractérisation prévus.

La préparation des échantillons peut nécessiter divers traitements physiques comme le tamisage, le séchage, la lyophylisation ou cryodessiccation, le concassage, le broyage

et(ou) diverses étapes de traitement chimique comme la dissolution, l'extraction, la digestion, le fractionnement et la formation de dérivés de certains des contaminants organiques, ainsi que l'ajustement du pH et l'ajout de réactifs (Keith, 1992; voir la section 8.1.7.6). Bien qu'elles soient nécessaires, ces procédures de préparation sont également une source potentielle d'erreur, de variabilité, de contamination, d'altération chimique et de perte de sédiments. En conséquence, il importe d'inclure dans le plan d'étude une description détaillée des méthodes que l'on prévoit d'utiliser pour la préparation des échantillons, de manière à documenter la transformation des échantillons depuis le prélèvement jusqu'à l'analyse. Pour les recherches visant à déterminer les causes d'effets observés et dans le cas de certaines techniques comme l'évaluation de la toxicité, la préparation des échantillons de sédiments anoxiques destinés aux essais doit se dérouler dans une boîte à gants, en présence d'un flux contrôlé d'un gaz inerte, s'il apparaît souhaitable de maintenir ces conditions anoxiques.

8.4.4 Chimie des sédiments

8.4.4.1 Concentrations de métaux partiels dans les sédiments (extraction partielle), extraction séquentielle des métaux, rapport MES/SAV

Bien qu'il n'y ait pas nécessairement de liens directs entre les concentrations de métaux totaux, d'une part, et la biodisponibilité et la toxicité des sédiments, d'autre part, de nombreuses normes de qualité des sédiments sont actuellement fondées sur ces concentrations. Diverses méthodes ont été utilisées pour prédire les effets biologiques causés par les métaux présents dans les sédiments contaminés par les métaux. Parmi celles-ci, mentionnons la normalisation des sédiments en fonction de la granulométrie, de la teneur en matière organique et de la fraction extractible des métaux extraits à l'aide de sulfures acides volatils (SAV) ou des métaux extraits simultanément (MES).

Il est généralement admis que le comportement d'un élément ainsi que sa biodisponibilité et sa toxicité potentielle dépendent davantage de sa forme chimique particulière que de sa concentration totale dans les sédiments. Les formes sous lesquelles ces éléments sont présents dans les sédiments peuvent être déterminées directement à l'aide d'instruments ou par digestion séquentielle des sédiments, et leurs concentrations peuvent être prédites par modélisation thermodynamique.

Les méthodes reposant sur une mesure directe à l'aide d'instruments incluent la spectrométrie de photoélectrons XPS, la microscopie électronique à balayage/microanalyse aux rayons X, la spectrométrie de masse d'émission ionique secondaire et la spectrométrie Auger. Ces méthodes ont été appliquées aux études géochimiques et à l'exploration minérale.

L'intensité relative de l'association entre les métaux et les particules peut être estimée par extraction simple ou séquentielle ou par digestion des sédiments. Des acides faibles ou

des agents chélateurs (p. ex. EDTA) et des agents réducteurs peuvent être utilisés pour départager les différentes formes chimiques. Les fractions de sédiments peuvent être définies opérationnellement (p. ex. oxyhydroxydes de manganèse) selon la méthode de digestion utilisée. Le concept récent prévoyant l'utilisation de sulfures acides volatils (SAV) est fondée sur l'hypothèse selon laquelle les concentrations de métaux dans l'eau de porosité des sédiments anoxiques sont déterminées par les sulfures. Les SAV sont extraits à l'aide de la méthode de purge et piégeage à l'acide froid. Les métaux extraits simultanément (MES) représentent la fraction des métaux totaux qui est libérée durant la dissolution des SAV. On utilise parfois le rapport MES/SAV pour caractériser la disponibilité des métaux. Lorsque la fraction MES est supérieure à la fraction SAV (rapport MES/SAV >1), les concentrations de métaux libres dans l'eau de porosité peuvent être suffisamment élevées pour causer des effets toxiques aigus.

Pour que ces analyses soient valides, il faut prélever et entreposer les échantillons de sédiments anoxiques correctement afin de prévenir leur oxydation. Les méthodes utilisées pour le prélèvement des échantillons de sédiments sont décrites dans Warren *et al.* (1998). L'extraction partielle et l'extraction à l'aide de SAV ne sont pas couramment utilisées par la plupart des laboratoires, et leur coût d'utilisation est relativement élevé. Durant le programme ETIMA, aucune relation n'a été relevée entre la toxicité des sédiments et le rapport MES/SAV.

8.4.4.2 Rapport carbone-azote pour les sédiments marins

Les effets sur la communauté des invertébrés benthiques peuvent résulter de l'enrichissement organique des sédiments. En milieu marin, il faut utiliser une combinaison de méthodes de mesure pour déterminer si l'enrichissement organique contribue aux effets observés. La concentration de carbone organique total (COT) fournit une indication du degré d'enrichissement organique. La mesure du potentiel d'oxydoréduction des sédiments permet d'apprécier la teneur en oxygène en milieu marin. Enfin, la mesure de la teneur en sulfures des sédiments permet de savoir si la matière organique présente dans les sédiments se dégrade (Environnement Canada, 1994).

La mesure du rapport carbone-azote (rapport C/N) dans les sédiments marins permet habituellement de déterminer l'origine de l'enrichissement organique. Lorsque l'enrichissement est dû à des sources terrestres (p. ex. eaux d'égouts municipaux, effluent d'une fabrique de pâtes et papiers), le rapport carbone-azote est plus élevé (Hargrave *et al.*, 1995). En revanche, si l'enrichissement est le fait d'un processus naturel (p. ex. dégradation de plantes aquatiques marines), ce rapport est beaucoup plus faible. En conséquence, lorsqu'une étude révèle la présence d'un effet parmi une communauté d'invertébrés benthiques et que divers indices donnent à croire que cet effet pourrait résulter de l'enrichissement organique des sédiments (forte concentration de COT, potentiel d'oxydoréduction élevé), la mesure du rapport carbone-azote dans les sédiments marins peut aider à cerner l'origine de l'enrichissement organique de l'écosystème

étudié.

8.4.5 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers

L'évaluation de la toxicité des sédiments peut aider à apprécier le degré de contamination éventuelle des environnements aquatiques. Les tests de toxicité permettent de déterminer directement la disponibilité chimique des contaminants dans les sédiments et peuvent être utilisés comme outil d'évaluation avec les résultats des analyses chimiques. Les tests de toxicité des sédiments entiers fournissent des mesures directes de la toxicité en évaluant les effets des sédiments sur des organismes cibles. Les résultats permettent de comparer la toxicité des sédiments du site étudié à celle des sédiments d'un site de référence. Les effets peuvent également être exprimés sous la forme d'une différence (en %) entre la réponse observée dans les sédiments étudiés et celle relevée dans des sédiments de référence ou témoins.

L'évaluation de la toxicité des sédiments entiers permet de déterminer si les altérations observées parmi la communauté d'invertébrés benthiques sont imputables à la toxicité des sédiments plutôt qu'à d'autres facteurs physiques ou biologiques. S'il est vrai que la toxicité des sédiments peut expliquer les effets néfastes affectant la structure de la communauté d'invertébrés benthiques, d'autres facteurs (prédation, caractéristiques particulières de l'habitat, etc.) peuvent également être en cause. L'altération de la structure de la communauté d'invertébrés benthiques conjuguée à la toxicité des sédiments incriminent les sédiments comme source des effets observés parmi cette communauté. Les résultats de ces tests se révèlent également fort utiles pour interpréter les effets observés sur le terrain lorsque les données intéressant la communauté d'invertébrés benthiques sont non concluantes ou lorsque seulement des espèces résistantes à la pollution se trouvent dans la zone exposée et la zone de référence.

L'évaluation de la toxicité des sédiments entiers, le dosage des contaminants dans les sédiments et les études de la communauté d'invertébrés benthiques dans une zone de dépôt des sédiments commune permettent d'établir des corrélations entre les différents outils de suivi des sédiments par application de l'approche triadique d'évaluation de la qualité des sédiments (voir la section 8.4.6). La présence de corrélations étroites indique que les contaminants présents dans les sédiments sont à l'origine des effets observés sur le terrain.

L'étude de la toxicité des sédiments entiers comporte cependant des limites. En effet, ces tests de laboratoire ne permettent pas de déterminer directement la toxicité *in situ*. En outre, dans les cas où l'eau utilisée aux fins des épreuves provient de la nappe sus-jacente (comme c'est fréquemment le cas) et non pas de la station où les échantillons ont été prélevés, les effets éventuels des écarts dans la qualité de l'eau sus-jacente sur la toxicité des sédiments ne sont pas pris en compte.

Pour tous les types de tests, le laboratoire doit conserver des informations détaillées sur

tous les aspects des échantillons et des organismes étudiés, les conditions dans lesquelles se sont déroulées les épreuves, l'équipement utilisé et les résultats des épreuves. Parallèlement à chaque test effectué, des expositions témoins avec des échantillons de sédiments non contaminés sont effectuées. L'étude de substances toxiques de référence est réalisée par exposition à de l'eau seulement, et les résultats sont reportés sur un diagramme de contrôle. Si les résultats se trouvent à l'intérieur des limites prévues, le rendement du lot d'organismes utilisés aux fins des tests est validé. Pour réaliser ces tests, il faut disposer d'enceintes à température contrôlée, de matériel pour bioessais (contenants d'exposition), d'installations pour l'élevage des invertébrés et d'une source d'eau non chlorée. Les techniciens chargés d'effectuer les tests doivent posséder des connaissances approfondies dans le domaine de la biologie et de l'élevage des invertébrés et de la conduite des bioessais.

8.4.5.1 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide du test de survie et de croissance du *Hyalella azteca*

Le test faisant appel à l'amphipode *Hyalella azteca* est souvent considéré comme le plus sensible dans le cadre des études des sites contaminés par les métaux (Beak et Golder, 1998). Des méthodes d'essai normalisé sont disponibles sur le marché partout au Canada (Environnement Canada, 1997). La comparaison des données de survie et de croissance amassées durant le test peut aider à cerner la cause des effets observés. Par exemple, la présence de faibles concentrations de cuivre dans les sédiments inhibe plus rapidement la croissance qu'elle compromet la survie, mais la tendance inverse est observée avec le zinc et le plomb (Borgmann et Norwood, 1997, 1999).

Quinze amphipodes (âgés de 1 à 10 jours) sont exposés à des échantillons de sédiments et à de l'eau de bioessai. Le nombre d'individus morts est enregistré quotidiennement durant toute la durée de l'épreuve. Après 14 jours, les sédiments sont tamisés, et les individus survivants sont dénombrés, séchés et pesés. Les variables mesurées sont la survie et la croissance moyenne. Aux fins de l'AQ/CQ, le laboratoire compile des informations détaillées sur le déroulement des essais et tous les aspects se rattachant aux échantillons et aux organismes étudiés, aux conditions dans lesquelles se sont déroulés les tests, à l'équipement utilisé et aux résultats enregistrés. Dans le cadre de chaque test, des groupes témoins sont exposés à des sédiments non contaminés. L'étude de substances toxiques de référence est réalisée par exposition à de l'eau seulement, et les résultats sont reportés sur un diagramme de contrôle. Si les résultats se trouvent à l'intérieur des limites prévues, le rendement du lot d'organismes utilisés durant les tests est validé.

La faible tolérance du *Hyalella azteca* constitue la principale limite de ce test. En présence de conditions létales pour l'amphipode, il n'est plus pertinent de mesurer sa croissance, et les données ne peuvent pas être utilisées pour apprécier les écarts relatifs de toxicité.

8.4.5.2 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide du test de survie et de croissance des chironomes dulcicoles *Chironomus tentans* et *C. riparius*

Les chironomides sont souvent utilisés au Canada et aux États-Unis pour évaluer la toxicité des sédiments. Le présent test est décrit dans une publication d'Environnement Canada (Environnement Canada, 1997) intitulée *Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes (*Chironomus tentans *ou* Chironomus riparius*)*.

Dix larves du deuxième stade (*C. tentans*) ou du premier stade (*C. riparius*) sont exposées à un échantillon de sédiments et à de l'eau de bioessai. L'eau qui s'évapore de la couche sus-jacente est remplacée régulièrement durant toute la durée du test. Après 10 jours, les sédiments sont tamisés, et les larves survivantes sont dénombrées, séchées et pesées. Les variables mesurées sont la survie et la croissance moyenne. Pour que l'épreuve soit valide, le taux de survie parmi la cohorte des larves exposées aux sédiments témoins doit être supérieur à 70 %, et la croissance moyenne (gain de poids moyen) doit s'élever à au moins ≥0,6 g (*C. tentans*) et 0,2 g (*C. riparius*).

8.4.5.3 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide du test de survie et de reproduction de l'oligochète *Tubifex tubifex*.

Le présent test est décrit dans une publication du ministère de l'Environnement de l'Ontario intitulée *Laboratory Sediment Biological Testing Protocol* (Bedard *et al.*, 1992).

Des vers *Tubifex* sont exposés à des quantités égales de sédiments et d'eau de bioessai. Des vers ayant atteint leur maturité sexuelle (âgés de huit semaines) sont introduits et incubés pendant 28 jours. La présence de cocons indique que les vers se sont reproduits. À la fin de l'épreuve, l'échantillon est tamisé, et les vers adultes survivants, les cocons pleins et vides et les jeunes mesurant <500 mm et >500 mm sont dénombrés aux fins de la détermination des taux de survie et de la mesure de la reproduction. Ce test est moins sensible que celui utilisant le *Hyalella azteca*.

8.4.5.4 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide du test de survie et de croissance de l'éphémère Hexagenia limbata

Ce test est décrit dans une publication du ministère de l'Environnement de l'Ontario intitulée *Laboratory Sediment Biological Testing Protocol* (Bedard *et al.*, 1992).

Ce test utilise de jeunes larves de l'éphémère *Hexagenia limbata* âgées de trois à quatre mois issues d'œufs recueillis sur le terrain et élevées en laboratoire. Dix à quinze larves

sont exposées pendant 21 jours à un échantillon de sédiments et à de l'eau de bioessai. Les larves ne sont pas nourries durant cette période. À la fin de l'épreuve, les larves survivantes sont dénombrées, séchées et pesées pour déterminer leur poids sec et obtenir une indication de leur croissance. Les valeurs de survie et de croissance enregistrées parmi le groupe de larves exposées sont comparées statistiquement à celles enregistrées parmi le groupe témoin.

Les éphémères sont sensibles aux métaux, et leur utilisation est pertinente puisque ces insectes se rencontrent partout au Canada.

8.4.5.5 Évaluation de la toxicité des sédiments entiers à l'aide d'une batterie de tests : Hyalella azteca, Chironomus tentans ou C. riparius, Tubifex tubifex et Hexagenia limbata

L'utilisation d'une batterie de tests fournit des informations sur la toxicité des sédiments pour plusieurs espèces. Le fait d'utiliser plusieurs tests au lieu d'un seul (p. ex. *Hyalella azteca*) permet de mettre en évidence l'importance de la réponse des organismes exposés à la toxicité des sédiments (c'est-à-dire le nombre d'espèces exposées présentant une réponse). Cette façon de faire procure des informations additionnelles sur l'importance et l'étendue de la toxicité des sédiments. Les réponses relatives observées durant les tests peuvent aider à cerner l'origine de la toxicité des sédiments lorsque des informations sur la sensibilité relative des espèces étudiées à différents métaux sont disponibles dans la littérature spécialisée. L'évaluation de la toxicité à l'aide de plusieurs espèces permet également de mettre en lumière les relations qui existent entre la structure de la communauté des invertébrés benthiques et la toxicité des sédiments. Cette façon de faire autorise également la tenue de comparaisons plus directes de l'abondance ou de l'absence d'espèces d'invertébrés benthiques avec les résultats des tests de toxicité pour les mêmes espèces ou des espèces étroitement apparentées. Des modes opératoires normalisés sont disponibles (Bedard *et al.*, 1992; ASTM, 1997; Environnement Canada, 1997).

8.4.5.6 Dosage des métaux dans l'eau sus-jacente dans le cadre des tests de toxicité des sédiments entiers

Le dosage des métaux dans l'eau sus-jacente dans le cadre des tests de toxicité des sédiments entiers renseigne sur les concentrations de métaux biodisponibles ou permet d'établir l'origine de la toxicité des sédiments.

Le dosage des métaux dissous dans l'eau sus-jacente peut renseigner sur la biodisponibilité relative des métaux dans les sédiments et, dès lors, sur leur toxicité potentielle, parce que la toxicité des métaux dans les sédiments n'est pas proportionnelle aux concentrations de métaux totaux dans les sédiments, la biodisponibilité des métaux pouvant varier considérablement entre les sédiments. La biodisponibilité des métaux, en

particulier pour le *Hyalella azteca*, semble souvent liée principalement aux concentrations de métaux dissous dans l'eau sus-jacente (Deaver et Rodgers, 1996; Warren *et al.*, 1998; Borgmann, 1999; Borgmann et Norwood, 1999). Lorsqu'on dispose de données sur la toxicité des métaux dans l'eau et que la toxicité pour l'invertébré benthique étudié semble principalement due aux concentrations de métaux dissous, il est parfois possible d'utiliser les concentrations de métaux dans l'eau pour déterminer la cause de la toxicité. L'utilisation des concentrations de métaux dans l'eau sus-jacente est limitée aux tests de toxicité statique ne prévoyant aucun renouvellement de l'eau sus-jacente.

Le fait que la toxicité des métaux dans l'eau peut être substantiellement réduite par la formation de complexes avec la matière organique dissoute entraînée par lessivage à partir des sédiments constitue la principale limite de ce type de mesure. Les concentrations de métaux dans l'eau produisant un niveau de toxicité donné enregistrées dans les tests de toxicité des sédiments peuvent dès lors être supérieures à celles mesurées dans les tests de toxicité de l'eau (Borgmann, 1999). Il est possible de réduire cet effet en élevant le rapport eau-sédiments dans les tests de toxicité (Borgmann et Norwood, 1999). Outre la matière organique dissoute, d'autres paramètres chimiques de l'eau peuvent influer sur la toxicité des métaux. Les concentrations de métaux dans l'eau sus-jacente doivent être comparées à celles causant des effets toxiques dans les tests de toxicité de l'eau seulement si la composition de l'eau en principaux ions qui est utilisée dans ces tests est similaire. Cette technique ne permet pas de cerner la cause de la toxicité si la phase solide des sédiments contribue de façon substantielle à la toxicité.

8.4.5.7 Bioaccumulation : mesure des concentrations de métaux dans les organismes utilisés pour les tests de toxicité des sédiments

La mesure des concentrations de métaux dans les organismes utilisés dans le cadre des tests de toxicité des sédiments peut renseigner sur les concentrations de métaux biodisponibles et sur l'origine de la toxicité des sédiments. Les concentrations de métaux chez les invertébrés benthiques exposés aux sédiments constituent des mesures directes de la biodisponibilité et sont plus étroitement corrélées à la toxicité des sédiments induite par les métaux qu'aux concentrations de métaux totaux dans les sédiments (Borgmann et Norwood, 1997a, 1997b). Si le lien entre la bioaccumulation et la toxicité est connu, on peut se fonder directement sur les concentrations bioaccumulées pour déduire les causes de la toxicité (Borgmann et Norwood, 1997b).

Pour évaluer la bioaccumulation, on peut se servir des mêmes organismes que ceux déjà utilisés pour les tests de toxicité des sédiments. Il faut toutefois s'assurer que ces organismes ont vidé leur système digestif (Neumann *et al.*, 1999). Si les tests de toxicité chronique se soldent par la mort de tous les organismes exposés, on peut reprendre les tests en utilisant des animaux plus âgés et en diminuant la période d'exposition (p. ex. une semaine) afin de réduire la toxicité. Chez le *Hyalella azteca*, les concentrations de métaux dans les tissus s'équilibrent en l'espace d'une semaine environ (MacLean *et al.*,

1996; Borgmann *et al.*, 1997a). Si l'on ignore la nature de la relation entre la bioaccumulation et la toxicité, on peut obtenir les données requises en réalisant des expériences de dopage des sédiments dans le cadre d'une recherche de l'origine des effets toxiques (p. ex. Borgmann et Norwood, 1997a, 1999).

Cette méthode est particulièrement utile pour établir la biodisponibilité des métaux non essentiels (Cd, Pb, Tl, etc.). Toutefois, les concentrations de cuivre et de zinc dans les tissus des invertébrés peuvent varier à divers degrés, et leurs concentrations ambiantes peuvent être élevées. Cela peut limiter l'utilité des mesures des concentrations de cuivre et de zinc chez les invertébrés.

8.4.6 Approche triadique d'évaluation de la qualité des sédiments

Dans le cadre des études sur la recherche des causes visant à établir l'origine des effets observés chez une communauté d'invertébrés benthiques, l'application de l'approche triadique à l'évaluation de la qualité des sédiments est fortement recommandée. L'utilisation de cette approche, ou de certains de ces éléments, dans le cadre du suivi ciblé des communautés d'invertébrés benthiques peut également faciliter l'interprétation des résultats. Les autorités du programme ETIMA ont donné leur aval à l'utilisation de cette approche à un site particulier, mais pas pour le suivi " régulier " (ESG, 1999).

Les facteurs suivants restreignent cependant l'utilité des critères de qualité des sédiments (Environnement Canada) :

a) considérées individuellement, les concentrations des éléments chimiques n'intègrent pas les effets;
b) les critères ne prennent pas en compte les caractéristiques particulières de chaque site (car ils sont fondés sur des moyennes établies à partir des caractéristiques de nombreux sites différents);
c) les normes provinciales ont été établies d'après les caractéristiques des sédiments des Grands Lacs et peuvent ne pas refléter les conditions qui prévalent dans les cours d'eau et les eaux d'amont.

En d'autres mots, si ces critères sont dépassés dans un site donné, il ne faut pas nécessairement conclure que les effets environnementaux détectés sont dus à la contamination des sédiments. Dès lors, pour évaluer la qualité des sédiments dans un site donné, l'application d'une approche triadique intégrant les effets chimiques, biologiques et écologiques fournit des résultats plus concluants (Chapman, 1992). Cette approche prend en compte les paramètres chimiques et la toxicité des sédiments et les caractéristiques des organismes présents qui y vivent (structure de la communauté des invertébrés benthiques). Cette façon de faire fournit des données plus concluantes que l'interprétation de chaque composante prise individuellement.

Les trois piliers ou volets de cette approche triadique sont de nature chimique [C],

biologique [B] et toxiques [T]. Les résultats de chaque volet de la triade peuvent faire l'objet d'une analyse statistique visant à mettre en lumière des corrélations, le cas échéant. Les résultats des diverses composantes de la triade peuvent être intégrés dans une analyse fondée sur le poids de la preuve et présentés de manière qualitative et quantitative sous divers formats d'interprétation et de présentation (voir Alden, 1992; Chapman, 1992; Warwick et Clarke, 1991).

L'approche triadique d'évaluation de la qualité des sédiments comportent les grandes étapes suivantes :

1) Échantillonnage des sédiments;
2) Analyse chimique des sédiments;
3) Tests de toxicité des sédiments en laboratoire;
4) Identification et dénombrement des invertébrés benthiques dans les échantillons de sédiments;
5) Prélèvement et analyse des échantillons de tissus de poissons (étape facultative);
6) Analyse des données et préparation du rapport.

1) Échantillonnage des sédiments

Pour être en mesure de cerner la portée géographique de l'effet observé et obtenir le nombre de données requis pour mener à bien une analyse statistique robuste, il faut prélever les échantillons dans au moins dix stations réparties dans la zone de référence et la zone exposée ou selon un gradient d'exposition. Les échantillons de sédiments prélevés à chaque station sont destinés aux analyses chimiques, à l'étude de la communauté d'invertébrés benthiques et aux évaluations de la toxicité.

2) Analyse chimique des sédiments

L'analyse chimique des sédiments doit inclure une analyse granulométrique et un dosage de la matière organique totale. L'analyse peut porter soit sur une partie, soit sur l'ensemble des paramètres énumérés dans le tableau 8.4. La liste des paramètres à analyser doit être établie à la lumière des données déjà recueillies à chaque site, en particulier sur la chimie de l'eau et des effluents.

3) Tests de toxicité des sédiments

Le recours à une batterie de tests utilisant au moins trois espèces différentes est recommandé pour l'approche triadique (MEEO, 1997; ESG, 1999). En procédant ainsi, on court en effet moins de risque de ne pas détecter un effet biologique si une des espèces étudiées est insensible aux substances chimiques présentes dans les sédiments. En outre, elle permet de vérifier la toxicité des sédiments pour des organismes appartenant à des niveaux trophiques différents et considérés comme importants. Les tests recommandés utilisent des invertébrés benthiques et des poissons et intègrent différents paramètres biologiques (survie et croissance).

Les tests recommandés sont les suivants :

- Croissance et survie (14 jours) du *Hyalella azteca* (EC, 1998);
- Croissance et survie (14 jours) du *Chironomus tentans* (EC, 1998);
- Toxicité pour la tête-de-boule et bioaccumalation (21 jours) (MEEO, 1993).

Les têtes-de-boule juvéniles utilisées dans le test de 21 jours peuvent être conservées en vue du dosage des résidus dans l'organisme (bioaccumulation de substances chimiques provenant des sédiments). Les résultats (toxicité et bioaccumulation) devraient être comparables à ceux de l'étude du MEEO (1997). Bien qu'il soit recommandé d'utiliser une batterie de tests, on peut se limiter au départ au test avec l'amphipode *Hyalella azteca.*

4) Identification et dénombrement des invertébrés benthiques dans les échantillons de sédiments

On trouvera au chapitre 5 du présent guide des instructions sur la façon de mener à bien l'identification et le dénombrement des invertébrés benthiques.

5) Prélèvement et analyse des échantillons de tissus de poissons (étape facultative, qu'on peut envisager là où la consommation de poisson par les êtres humains suscite des inquiétudes)

Le dosage des métaux dans les tissus de poissons indiquent si les substances chimiques détectées chez les organismes résidants sont assimilables par les humains.

6) Analyse des données et préparation du rapport

Les données obtenues dans le cadre de par l'étude des communautés d'invertébrés benthiques, de l'analyse chimique des sédiments et des tests de toxicité doivent faire l'objet d'analyses statistiques et être intégrées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

8.4.7 Suivi de l'eau de porosité

Les sédiments superficiels fins des lacs contiennent habituellement 90 à 95 % d'eau (Adams, 1991). Bien qu'une partie de cette eau soit liée au réseau cristallin des minéraux dans les sédiments, la majeure partie ne fait qu'occuper l'espace entre les particules de sédiments. Cette portion est appelée eau interstitielle ou eau de porosité. Le contact étroit entre cette eau et la surface des particules de sédiments se traduit par une série de réactions entre l'eau et les particules qui s'approchent du point d'équilibre. La distribution des contaminants dans les sédiments entre les particules et l'eau dépend dans une large mesure des teneurs en carbone organique, de la taille des particules de sédiments, de la forme chimique des contaminants et de l'environnement physiochimique

(p. ex. température, potentiel d'oxydoréduction, propriétés des sédiments liées à la sorption/désorption ou équilibre entre les phases solide et liquide). La dynamique de ces processus demeure en large partie méconnue. Toutefois, il est généralement admis que les concentrations de la plupart des substances présentes dans l'eau de porosité s'approchent de point d'équilibre avec la phase solide et les contaminants qui lui sont associés, et que celles des métaux présents dans l'eau de porosité représentent une bonne partie de la fraction biodisponible dans les sédiments. C'est la raison pour laquelle on a prélevé dans le cadre de diverses études des échantillons d'eau de porosité en vue d'effectuer les tests de toxicité requis pour évaluer la toxicité relative des sédiments contaminés ou les concentrations des contaminants.

L'utilité des analyses de l'eau de porosité dépend étroitement de la nature des sédiments présents dans un site donné. Le degré de contamination de l'eau de porosité retenue dans les sédiments très grossiers ou très durs ou dans les argiles compactées est habituellement faible. En conséquence, l'échantillonnage de l'eau de porosité devrait être restreint aux sédiments allant de sableux à argileux non compactés.

Si les sédiments sont anoxiques, comme c'est habituellement le cas à 2 cm de profondeur ou plus, il faut veiller à ce que toutes les étapes du prélèvement et du traitement des échantillons se déroulent en présence d'une atmosphère inerte ou dans des conditions d'exposition minimale, de manière à prévenir l'oxydation des métaux réduits et leur sorption/précipitation subséquentes, si l'étude de la spéciation des métaux présente un intérêt particulier. L'exposition à l'air des sédiments anoxiques peut provoquer la perte de sulfures volatils et, par conséquent, accroître la disponibilité (et la toxicité) des métaux liés aux sulfures. Enfin, du fait qu'ils subissent des transformations chimiques rapides, les échantillons d'eau de porosité ne se conservent que durant quelques heures, au mieux quelques jours.

Un nombre relativement important d'articles ont été consacrés à la description des méthodes d'évaluation de la toxicité de l'eau de porosité (Burton, 1998). Toutefois, cette documentation n'est pas aussi étendue que celle traitant des tests applicables aux sédiments entiers, et il existe peu de méthodes normalisées permettant d'évaluer la toxicité de l'eau de porosité pour les organismes dulcicoles. Environnement Canada (1992a) en a proposé deux, l'une applicable aux échinides (oursins verts et oursins plats), l'autre, aux bactéries luminescentes.

8.4.7.1 Prélèvement des échantillons d'eau de porosité

L'eau de porosité peut être extraite sur le terrain (*in situ*) ou en laboratoire. Parmi les diverses méthodes qui peuvent être utilisées à cette fin en laboratoire, mentionnons la centrifugation, la pressurisation et l'aspiration. Les méthodes de laboratoire permettent d'extraire des volumes d'eau de porosité plus importants et sont habituellement

recommandées pour le prélèvement des échantillons destinés aux tests de toxicité. Il convient de noter que ces échantillons ne peuvent être entreposés que durant de brèves périodes.

Sur le terrain, l'utilisation de dialyseurs (" peepers ") s'avère la méthode la plus fiable pour obtenir des échantillons représentatifs. C'est donc la méthode qui est recommandée pour les études géochimiques. Les dialyseurs, petites chambres à diffusion pourvues de parois membraneuses ou grillagées et remplies d'eau du site, de gels ou de solvants non polaires, sont enfouies dans les sédiments pendant 2 à 20 jours, soit le temps nécessaire pour qu'un équilibre se crée avec l'eau de porosité environnante. En général, les volumes d'eau obtenus grâce à ces dispositifs sont très faibles. Il est donc important, avant d'entreprendre l'échantillonnage, de s'enquérir du volume minimal requis pour les analyses chimiques auprès du laboratoire chargé d'effectuer ces analyses. L'analyse chimique des échantillon d'eau de porosité doit être effectuée selon les méthodes recommandées au chapitre 6 pour l'analyse des échantillons d'eau et d'effluent.

1) Prélèvement *in situ* d'échantillons d'eau de porosité

Le prélèvement *in situ* d'échantillons d'eau de porosité a été réalisé selon diverses méthodes (Barnes, 1973; Sayles *et al.*, 1973; 1976; Hesslein, 1976; Mayer, 1976; Murray et Grundmanis, 1980; Brinkman *et al.*, 1982; Whiticar, 1982; Bottomley et Bayly, 1984; Belzile *et al.*, 1989; Buddensiek *et al.*, 1990; Carigan et Lean, 1991). Le nombre d'études comparatives menées à ce jour demeure cependant trop faible pour se prononcer sur la valeur relative de chacune des méthodes. La plupart des dispositifs utilisés pour l'échantillonnage *in situ* de l'eau de porosité sont conçus pour prélever des échantillons près de l'interface sédiments-eau, soit par diffusion à travers une membrane insérée entre deux plaques en acrylique (dialyseur ou " peeper "), soit par succion et filtration. Des améliorations ont du être apportées à ces méthodes, car il est apparu évident que les résultats obtenus après séparation en laboratoire de l'eau de porosité des échantillons de sédiments ne reflétaient pas toujours fidèlement la nature ou les caractéristiques chimiques de l'eau (Kriukov et Manheim, 1982; Howes *et al.*, 1985; Adams, 1991). Ces incohérences résultent principalement de changements de température (Bischoff *et al.*, 1970) et de pression (p. ex.., perte de CO_2 gazeux) (Simon *et al.*, 1985) et de l'exposition à l'oxygène des phases liquide et particulaire des sédiments (Bray *et al.*, 1973; Sayles *et al.*, 1973; Hesslein, 1976; Mayer, 1976; Lyons *et al.*, 1979; Lee et Jones, 1984).

Les diverses méthodes utilisées pour le prélèvement *in situ* d'échantillons d'eau de porosité et leurs avantages et inconvénients respectifs sont présentés au tableau 8.6. On peut obtenir des renseignements additionnels sur le sujet dans Environnement Canada (1994) et(ou) dans les ouvrages qui y sont cités. Il convient de se rappeler que tous les dispositifs utilisés pour l'échantillonnage de l'eau de porosité comportent des filtres, des membranes ou d'autres composantes en plastique. En conséquence, la sorption des contaminants organiques peut devenir un problème important. En outre, le volume des échantillons fournis par ces dispositifs est habituellement faible, si bien que la conduite des analyses chimiques et des bioessais permettant d'établir la toxicité des contaminants organiques peut soulever des difficultés. On trouvera de plus amples renseignements sur

l'échantillonnage de l'eau de porosité à l'annexe 8.1.

2) Récupération en laboratoire de l'eau de porosité à partir des échantillons globaux ou carottes de sédiments

Manipulations nécessaires à l'extraction de l'eau de porosité

L'extraction de l'eau de porosité par compression des sédiments peut être réalisée à l'aide de moyens mécaniques sous haute ou faible pression ou par l'action d'un gaz sous faible pression. Les dispositifs utilisés sont généralement pourvus d'une série de dispositifs de serrage, de filtres et de membranes ainsi que de contenants destinés à recevoir l'eau de porosité. Bien que le matériel utilisé pour la fabrication de ces composantes varie d'un dispositif à l'autre, la plupart d'entre eux comportent des éléments en Teflon®, en acier inoxydable, en laiton ou en nylon. On trouvera dans Adams (1991) une description détaillée (matériel utilisé pour la fabrication des composantes, pression utilisée, volume d'échantillon traité et volume d'eau de porosité extrait) d'un grand nombre d'extracteurs disponibles sur le marché.

Parmi les facteurs qui peuvent influer sur la composition de l'eau de porosité extraite par compression des échantillons de sédiments, mentionnons la contamination par les matériaux entrant dans la fabrication des composantes de l'extracteur utilisé, les conditions dans lesquelles s'est effectué le traitement des échantillons et le fractionnement chimique de l'échantillon. On trouvera à l'annexe 8.2 de plus amples renseignements sur le rôle de ces facteurs.

Tableau 8-6: Sommaire des diverses méthodes utilisées pour la collecte *in situ* d'eau de porosité.

Méthode	Avantages	Inconvénients	Références
Seringues à longue aiguille	Système fermé réduisant considérablement le risque de contamination.	Utilisation restreinte aux eaux peu profondes (<10 m); permet de prélever de petits volumes (5 à 10 mL) à une profondeur donnée.	Bauer *et al.*, 1988 Brinkman *et al.*, 1982
Seringues modifiées	Absence de contamination par la couche d'eau sus-jacente.	Volume prélevé <350 µL.	Knezovich et Harrison, 1987
Sonde	Permet le prélèvement d'échantillons répétés à des profondeurs prédéterminées (0 à 35 cm, par tranches de 1 cm); peu dispendieux, de construction simple; unité stable, utilisable 12 mois par année.	Il faut prévoir une période de 2 semaines pour la stabilisation des sédiments; des problèmes peuvent survenir en cas de mélange avec les horizons voisins; le niveau zéro doit être ajusté à cause du déplacement des surfaces des sédiments.	Buddensiek *et al.*, 1990
Filtration sous vide	Système fermé réduisant considérablement le risque de contamination ; peut être utilisé en eaux peu profondes (<10 m) ou profondes (20 à 1 800 m); le déplacement par un gaz inerte permet de maintenir des conditions anoxiques et réduit considérablement le risque de formation d'artéfacts; utilisable en milieu estuarien, dans les cours d'eau, lacs et marais, en eaux marines profondes ou en eaux marines subtidales peu profondes.	Bien que les volumes obtenus étaient légèrement plus importants (50 à 75 mL), la profondeur à laquelle l'eau interstitielle est récupérée est incertaine (p. ex. résolution en profondeur limitée).	Montgomery *et al.*, 1979; 1981Hertkorn-Obst *et al.*, 1982 Howes *et al.*, 1985 Sayles *et al.*, 1976 Van der Loeff, 1980
Dialyseurs ou " peepers "	L'utilisation de membranes spécifiques peut conférer une certaine sélectivité à l'égard des solutés; relativement exempt d'artéfacts liés à la température, à la pression ou à l'oxydation; simple et moins coûteux à construire et à utiliser que la plupart des autres dispositifs.	Les membranes en cellulose posent un risque d'attaque microbienne; il faut dégazer l'équilibreur et le système à l'azote afin d'éliminer l'oxygène; du fait qu'il est variable et parfois élevé, le temps d'équilibre doit être établi expérimentalement; risque d'oxydation de l'eau interstitielle en cas de transfert négligent à partir du dialyseur; formation d'un potentiel électrique à travers la membrane.	Adams, 1991 Martens et Klump, 1980 Hesslein, 1976 Kelly *et al.*, 1984 Carignan et Tessier, 1985 Tessier *et al.*, 1989 Simon *et al.*, 1985 Carignan, 1984

8.4.7.2 Tests de toxicité de l'eau de porosité

Les effets toxiques observés chez les organismes aquatiques peuvent être plus étroitement liés aux concentrations de contaminants dans l'eau de porosité (Cairns *et al.*, 1984; Nebeker *et al.*, 1984; Schuytema *et al.*, 1984; Knezovich et Harrison, 1988; Giesy et Hoke, 1990) qu'à celles enregistrées dans les échantillons de sédiments globaux (Patrick *et al.*, 1977; Adams *et al.*, 1985; Shaner et Knight, 1985; van de Guchte et Mass-Diepeveen, 1988; Di Toro, 1989; Ankley *et al.*, 1991c; Carr et Chapman, 1992). D'où l'importance d'évaluer la toxicité de l'eau de porosité en plus de celle des sédiments globaux. L'importance relative de l'eau de porosité et des sédiments entiers comme sources de contaminants toxiques pour les organismes aquatiques semble varier selon l'espèce testée et le type de contaminant en cause (Knezovich et Harrison, 1987; Giesy et Hoke, 1990; Harkey *et al.*, 1994).

Les tests permettant d'évaluer la toxicité de l'eau de porosité sont décrits dans les paragraphes qui suivent. Il convient de noter que ces tests sont des épreuves normalisées qui sont également couramment utilisées pour l'évaluation de la toxicité de l'eau et des effluents.

1) Essai biologique de fertilisation des oursins

Ce test est décrit à la section 7.2 du chapitre sur la toxicité sublétale.

2) Test de toxicité aiguë Microtox

Ce test permet d'évaluer les effets d'une exposition à l'effluent sur la production de lumière par le *Vibrio fischeri*, une bactérie marine naturellement luminescente. Les résultats sont exprimés sous la forme de la concentration réduisant de 25 % ou de 50 % la quantité de lumière émise par la bactérie (CI_{25}, CI_{50}).

Le test Microtox est fréquemment utilisé sur le terrain par de nombreuses industries. Le test est décrit dans le manuel du fabricant intitulé *Microtox Manual. A Toxicity Testing Handbook*. (Microbics Corp., 1992). Le test Microtox est une méthode de bioessai rapide qui permet de mesurer les effets toxiques d'un effluent sur la production de lumière émise par une culture normalisée de bactéries luminescentes. La production de lumière émise par les bactéries est mesurée après une exposition de 5 ou de 15 minutes. Le test Microtox est rapide, sa durée totale s'élevant à seulement 30 minutes. À des fins d'AQ/CQ, des renseignements détaillés concernant tous les aspects des échantillons, les organismes utilisés pour les tests, les conditions dans lesquelles les tests se sont déroulés, l'équipement utilisé et les résultats des tests sont enregistrés et conservés par le laboratoire. D'autres tests sont réalisés simultanément avec une substance toxique de référence de manière à vérifier le rendement des lots d'organismes testés.

La principale limite du test réside dans le fait qu'il utilise une bactérie marine. L'environnement marin est peu représentatif des habitats dans lesquels l'industrie minière canadienne mène à bien ses activités.

3) Test de létalité aiguë pour le *Daphnia magna*

Ce test vise à déterminer la concentration de l'effluent qui entraîne une mortalité de 50 % chez le *Daphnia magna* après une exposition de 48 heures. Ce test normalisé consiste à exposer des larves néonates de *Daphnia magna* âgées de moins de 24 heures à diverses concentrations de l'eau dont on cherche à évaluer la toxicité. Cette eau est diluée avec de l'eau douce ayant servi à l'acclimatation des daphnies. Les tests sont réalisés dans des éprouvettes (habituellement des éprouvettes de 55 mL). Pour chaque concentration, incluant les solutions témoins, 4 répétitions à raison de 3 daphnies par répétition sont prévues, pour un total de 12 daphnies par concentration. Les tests sont effectués à 20 ± 1 °C. La température et la photopériode sont identiques à celles utilisées lors des cultures. Les solutions sont soumises à une faible aération durant toute la période d'exposition. Les tests sont réalisés en présence de conditions statiques, sans renouvellement des solutions. Le nombre de daphnies mortes ou immobiles est déterminé 24 et 48 heures après le début de la période d'exposition. Aux fins du test, les daphnies qui ne présentent aucun signe d'activité cardiaque sont déclarées mortes. Une description détaillée de ce test est présentée dans un protocole fédéral (Environnement Canada, 1990).

Ce test est largement utilisé et accepté comme test réglementaire partout au Canada.

4) Essai de reproduction et de survie du cladocère *Cerodaphnia dubia*

Ce test est décrit à la section 7.2 du chapitre sur la toxicité sublétale.

5) Inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce *Selenastrum capricornutum*

Ce test est décrit à la section 7.2 du chapitre sur la toxicité sublétale.

8.4.8 Évaluation des mesures d'identification des causes de toxicité et de réduction de la toxicité (IT/RT)

Si les résultats des tests de toxicité permettent de conclure à la toxicité des sédiments ou de l'eau de porosité, la mine peut entreprendre des études plus approfondies afin de déterminer et éliminer la ou les causes du problème. Des protocoles permettant d'examiner les causes probables des problèmes de toxicité ont été mis au point par l'EPA des États-Unis (USEPA, 1989). L'utilisation de ces protocoles (Évaluation des mesures d'identification des causes de toxicité et de réduction de la toxicité connu sous l'appellation IT/RT) est relativement récente au Canada, et leur application par le secteur minier a été évaluée dans le cadre du programme ETIMA (ESG, 1999).
Les objectifs généraux du processus IT/RT sont les suivants (US EPA, 1989) :

a) évaluer les sources potentielles de toxicité;
b) caractériser la toxicité observée dans les échantillons;
c) établir une liste préliminaire des sources potentielles de la toxicité observée en évaluant les changements de toxicité induits par une série de manipulations et de traitements chimiques et physiques;
d) proposer des mesures permettant de réduire et d'éliminer les substances toxiques en cause.

L'efficacité d'un programme IT/RT repose sur la participation d'une équipe pluridisciplinaire composée de toxicologues, de chimistes, d'ingénieurs et, évidemment, de membres du personnel des mines concernées.

La portion IT du programme RT comporte trois étapes :

- Étape I : caractérisation de la toxicité à l'aide de divers traitements (US EPA, 1991a);
- Étape II : identification des substances soupçonnées d'être à l'origine des problèmes de toxicité (US EPA, 1993a);
- Étape III : confirmation de l'identité des substances responsables des problèmes de toxicité (US EPA, 1993b).

Aux États-Unis, l'étape I du volet IT est normalement enclenchée lorsque la toxicité des sédiments ou de l'eau de porosité est confirmée.

Les méthodes recommandées pour cette étape ont été conçues initialement pour être utilisées en association avec les tests de toxicité aiguë utilisant la tête-de-boule ou le *Ceriodaphnia dubia*, mais elles ont été adaptées pour l'évaluation de la toxicité sublétale (US EPA, 1991b,c), et elles peuvent également être utilisées pour l'évaluation de la toxicité de l'eau de porosité. Au Canada, les tests utilisant la truite arc-en-ciel ou le *Daphnia magna* sont couramment utilisés durant les tests d'IT.

La caractérisation des effluents selon l'étape I de l'EPA des États-Unis repose sur les traitements standards suivants : filtration à divers pH, aération à divers pH, extraction en phase solide C_{18} à divers pH et traitement avec de l'éthylènediaminetétracétate (EDTA) et du triphosphate de sodium. Une bonne part des problèmes de toxicité observés dans les effluents sont souvent attribuables à des effets engendrés par le pH. Dès lors, les ajustements de pH prévus durant toute l'étape I aident à déterminer la nature des substances toxiques en cause. D'autres traitements prévoient le passage des échantillons d'effluents dans des colonnes en présence de carbone ou de zéolite. Dans tous les cas, on compare la toxicité de l'échantillon traité à celle d'échantillons non traités afin de déterminer quelle approche, le cas échéant, a permis de réduire les effets toxiques.

À l'heure actuelle, il n'existe aucun protocole normalisé régissant l'application des tests IT aux sédiments, mais de nombreux chercheurs, en particulier aux États-Unis, s'efforcent actuellement d'élaborer un tel protocole. Une équipe de recherche de l'EPA des États-Unis a publié récemment un document exposant une méthode possible (Burgess *et al.*, 2000).

Un des principaux avantages du processus IT/RT réside dans le fait qu'il intègre les réactions des organismes dans l'analyse de mélanges d'effluents complexes visant à identifier les substances toxiques en cause. La recherche des substances incriminées par la seule voie de l'analyse chimique est généralement vouée à l'échec.

Pour bien comprendre le mode d'application et les avantages du processus d'IT/RT, une évaluation approfondie de la toxicité s'impose. La détermination des causes d'un problème de toxicité intermittent ou ponctuel peut toutefois soulever des difficultés et exige l'analyse d'un grand nombre d'échantillons et des essais répétés.

Il convient de rappeler qu'au-delà de l'étape I, le processus d'évaluation des mesures d'IT n'est pas normalisé, et le succès des études subséquentes visant à identifier des substances toxiques particulières repose sur l'expérience du personnel. Il n'existe aucun protocole normalisé pour le processus IT/RT au Canada. L'approche IT/RT ne permet pas de confirmer la cause de la toxicité observée, mais elle utilise une approche fondée sur le poids de la preuve. L'identification des substances toxiques repose souvent sur l'absence de preuves contradictoires (Mount, 1997). Même au terme d'une IT/RT approfondie, l'origine d'un problème de toxicité peut demeurer indéterminée. Toutefois, l'application intégrale du processus IT/RT peut souvent être utile pour caractériser, identifier et réduire les sources et les causes des problèmes de toxicité.

8.5 Références

Adams D.D. 1991. Sampling Sediment Pore Water, pp. 203-202, *in:* CRC Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling, A. Mudroch and S.D. MacKnight (eds.) CRC Press, Inc. Boca Raton, FL, 210 p.

Adams D.D., Darby D.A. and Young R.J. 1980. Selected Analytical Techniques for Characterizing the Metal Chemistry and Geology of Fine-grained Sediments and Interstitial Water, p. 3, *in:* Contaminants and Sediments, R.A. Baker (ed.), Ann Arbor Science Publishers, MI.

Adams W.U., Kimerle R.A. and Mosher R.G. 1985. Aquatic Safety Assessment of Chemicals Sorbed to Sediments, pp. 429-453, *in:* Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, R.D. Cardwell, R. Purdy, and R.C. Bahner (eds.), American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.

Alden III R.W. 1992. Uncertainty and Sediment Quality Assessments: I. Confidence limits for the triad. Env. Tox. Chem. 11: 637-644.

Ankley G.T., Schubauer-Berigan M.K., Dierkes J.R. and Lukasewycz M.T. 1991. Sediment Toxicity Identification Evaluation: Phase I (Characterization), Phase II (Identification) and Phase III (Confirmation), Modifications of Effluent Procedures, National Effluent Toxicity Assessment Centre Technical Report, 68-91, Draft VII, 12 p.

Ankley G.T., Schubauer-Berigan M.K. and Dierkes J.R. 1991c. Predicting the Toxicity of Bulk Sediments to Aquatic Organisms with Aqueous Test Fractions: Pore Water Versus Elutriate, Environ. Toxicol. Chem., 10: 1359-1366.

APHA. 1995. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 19th edition, published by the American Public Health Association (APHA).

ASTM (American Society for Testing and Materials). 1992a. E 1391-90, Standard Guide for Collection, Storage, Characterization and Manipulation of Sediments for Toxicological Testing, pp. 1134-1153, in: 1992 Annual Book of ASTM Standards, Vol. II.04, Section 11, Philadelphia, PA.

ASTM (American Society for Testing and Materials). 1997. Standard test methods for measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with fresh water invertebrates (Annex 3, *Hexagenia* spp., and Annex 4, *Tubifex tubifex*). Volume 11.05, Standard E1706-95b.

Barnes R.O. 1973. An *in-situ* Interstitial Water Sampler for Use in Unconsolidated Sediments, Deep Sea Res., 20: 1125-1128.

Baudo R. 1990. Sediment Sampling, Mapping, and Data Analysis, pp.15-60, *in:* Sediments: Chemistry and Toxicity of In-place Pollutants, R. Baudo, J.P. Giesy, and H. Muntau (eds.), Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.

Baudo R., Giesy J.P. and Muntau H. (eds.). 1990. Sediments: Chemistry and Toxicity of In-place Pollutants, Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI, 405 p.

Bauer J.E., Montagna P.A., Spies R.B., Prieto M.C. and Hardin D. 1988. Microbial Biogeochemistry and Heterotrophy in Sediments of a Hydrocarbon Seep, Limnol. Oceanogr., 33: 1493-1513.

Beak International Inc. and Golder Associates Ltd. 1998. Summary and cost-effectiveness evaluation of aquatic effects monitoring technologies applied in the 1997 AETE field evaluation program. Prepared for Aquatic Effects Technology Evaluation Program, Natural Resources Canada, Ottawa, ON.

Bedard D., Hayton A. and Persaud D. 1992. Ontario Ministry of Environment laboratory sediment biological testing protocol. Water Resources Branch, Ontario Ministry of Environment, Toronto, ON, 26 pp.

Belzile N., De Vitre R.R. and Tessier A. 1989. *In-situ* Collection of Diagenetic Iron and Manganese Oxyhydroxides from Natural Sediments, Nature, 340 (6232): 376-377 .

Bender M.B., Martin W., Hess J., Sayles F., Ball L. and Lambert C. 1987. A Whole-core Squeezer for Interfacial Pore-water Sampling, Limnol. Oceanogr., 32(6):1214-1225.

Bischoff J.L., Green R.E. and Luistro A.O. 1970. Composition of Interstitial Waters of Marine Sediments: Temperature and Squeezing Effects, Science, 167: 1245-1246.

Blomqvist S. 1990. Sampling Performance of Ekman Grabs – *In-situ* Observations and Design Improvements, Hydrobiologia, 206: 245-254.

Borgmann U. and Norwood W.P. 1997. Toxicity and accumulation of zinc and copper in Hyalella azteca exposed to metal-spiked sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1046-1054.

Borgmann U. and Norwood W.P. 1997a. Toxicity and accumulation of zinc and copper in Hyalella azteca exposed to metal-spiked sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1046-1054.

Borgmann U. and Norwood W.P. 1997b. Identification of the toxic agent in metal-contaminated sediments from Manitouwadge Lake, Ontario, using toxicity-accumulation relationships in Hyalella azteca. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1055-1063.

Borgmann U. and Norwood W.P. 1999. Assessing the toxicity of lead in sediments to Hyalella azteca: the significance of bioaccumulation and dissolved metal. Can. J. Fish. Aquat. Sci. in press.

Borgmann U. 1999. Methods for assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: Bioaccumulation-toxicity relationships, water concentrations, and sediment spiking approaches. Aquat. Ecosyst. Health Management. in press.

Bottomley E.Z. and Bayly I.L. 1984. A Sediment Porewater Sampler Used in Root Zone Studies of the Submerged Marcophyte, *Myriophyllum spicatum,* Limnol. Oceanogr., 29: 671-673.

Bray J.T., Bricker O.P. and Troup B.N. 1973. Phosphate in Interstitial Waters of Anoxic Sediments: Oxidation Effects During Sampling Procedures, Science, 180: 1362-1364.

Brinkman A.G., van Raaphorst W. and Lijklema L. 1982. *In-situ* Sampling of Interstitial Water from Lake Sediments, Hydrobiologia, 92: 659-663.

Buddensiek V., Engel H., Fleischauer-Rössing S., Olbrich S. and Wächtler K. 1990. Studies on the Chemistry of Interstitial Water taken from Defined Horizons in the Fine Sediments of Bivalve Habitats in Several Northern German Lowland Waters, I: Sampling Techniques, Arch. Hydrobiol., 119(1): 55-64.

Burgess RM, Cantwell MC, Pellletier MC, Ho KT, Serbst JR, Cook HF, and Kuhn A. 2000. Development of a Toxicity Identification Evaluation Procedure for Characterizing Metal Toxicity in Marine Sediments, Environmental Toxicology and Chemistry, 19(4): 982-991.

Burton G.A. Jr. (ed.). 1992. Sediment Toxicity Assessment, Lewis Publishers Inc. Chelsea, MI, 457 p.

Burton G.A. 1988. Assessing aquatic ecosystems using porewaters and sediment chemistry, Report prepared for AETE program, CANMET, Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario.

Cairns M.A., Nebeker A.V., Gakstatter J.H. and Griffis W.L. 1984. Toxicity of Copper-spiked Sediments to Freshwater Invertebrates, Environ. Toxicol. Chem., 3: 435-445.

Carignan R. 1984. Interstitial Water Sampling by Dialysis: Methodological Notes, Limnol. Oceanogr., 29: 667-670.

Carignan R. and Lean D.R.S. 1991. Regeneration of Dissolved Substances in a Seasonally Anoxic Lake: the Relative Importance of Processes Occurring in the Water Column and in the Sediments, Limnol. Oceanogr., 36(43): 683-707.

Carignan R. and Tessier A. 1985. Zinc Deposition in Acid Lakes: The Role of Diffusion,

Science, 228: 1524-1528.

Carignan R., Rapin F. and Tessier A. 1985. Sediment Pore Water Sampling for Metal Analysis: A Comparison of Techniques", Geochim. Et Cosmochim. Acta, 49: 2493-2497.

Carignan R., St-Pierre S. and Gächter R. 1994. Use of Diffusion Samplers in Oligotrophic Lake Sediments: Effect of Free Oxygen in Sampler Material, Limnol. Oceanogr., 39(2): 468-474.

Carr R.S. and Chapman D.C. 1995. Comparison of Methods for Conducting Marine and Estuarine Sediment Pore Water Toxicity Tests-extraction, Storage and Handling Techniques, Arch. Environ. Contam. Toxicol., 28: 69-77.

Carr R.S. and Chapman D.C. 1992. Comparison of Solid-phase and Pore-water Approaches for Assessing the Quality of Marine and Estuarine Sediments, Chem. Ecol., 7: 19-30.

CCME. 1994. A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada: Review and Recommendations. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), Environment Canada Scientific Series N. 199. Ottawa.

Chapman P.M. 1992. Sediment Quality Triad Approach. U.S. EPA Sediment Classification Methods Compendium. Office of Science and Technology, Washington, DC. 10-1-10-18.

Deaver E. and Rodgers J.H. Jr. 1996. Measuring bioavailable copper using anodic stripping voltammetry. Environ. Toxicol. Chem. 15: 1925-1996.

de Groot A.J. and Zschuppe K.H. 1981. Contribution to the Standardization of the Methods of Analysis for Heavy Metals in Sediments, Rapp. P.-v. Reun. cons. Int. Explor. Mer., 181: 111-122.

Di Toro D.M. 1989. A Review of the Data Supporting the Equilibrium Partitioning Approach to Establishing Sediment Quality Criteria, report to the National Research Council (as cited in Baudo 1990).

Ecological Services for Planning (ESP). 1996. Aquatic Effects Technology Evaluation, 1996 field evaluation. Final survey report for Dome Mine, Ontario. Prepared for Aquatic Effects Technology Evaluation Program, Natural Resources Canada, Ottawa, ON.

Environnement Canada. 1983. Échantillonnage pour la qualité de l'eau. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, EC, Ottawa, Ontario, 55 p.

Environment Canada. 1989. Bottle Washing Procedures, National Water Quality Laboratory, Inland Water Directorate, EC, National Water Research Institute, Burlington, Ontario.

Environnement Canada. 1990. Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur *Daphnia* spp. Série de la Protection de l'environnement, SPE 1/RM/11. Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 1992. Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère *Ceriodaphnia dubia*. Série de la Protection de l'environnement, SPE 1/RM/21. Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 1992c. Méthode d'essai biologique : essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats). Série de la Protection de l'environnement, SPE 1/RM/27. Ottawa (Ontario). pp. 97.

Environnement Canada. 1992. Méthode d'essai biologique : essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce *Selenastrum capricornutum*. Série de la Protection de l'environnement, SPE 1/RM/25. Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 1994. Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physiochimique et d'essais biologiques. Rapport SPE 1/RM/29. 132 p. + appendices. Ottawa (Ontario).

Environnement Canada. 1997. Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole *Hyalella azteca* dans les sédiments. Série de la Protection de l'environnement, SPE 1/RM/33. Ottawa (Ontario).

Environment Canada. 1997. Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes (*Chironomus tentans* ou *Chironomus riparius)*. Série de la Protection de l'environnement, SPE 1/RM/32. Ottawa (Ontario).

Environment Canada. 1997. Recommended procedures for adjusting salinity of effluent samples for marine sublethal toxicity testing conducted under Environmental Effects Monitoring (EEM) programs.

Edmunds W.M. and Bath A.H. 1976. Centrifuge Extraction and Chemical Analysis of Interstitial Waters, Environ. Sci. Tech., 10(5): 467-492.

Emerson S., Jahnke R., Bender M., Froelich P., Klinkhammer G., Bowser C. and Setlock G. 1980. Early Diagenesis in Sediments from the Eastern Equatorial Pacific, I. Pore Water Nutrient and Carbonate Results, Earth Planet. Sci. Lett., 49:57 (as cited in Adams, 1991).

ESG International Inc. (ESG). 1999. AETE Synthesis Report of Selected Technologies for Cost-Effective Environmental Monitoring of Mine Effluent Impacts in Canada, AETE Project 4.1.4, March 1999, CANMET, Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario.

Froelich P.N., Klinkhammer G.P., Bender M.L., Luedtke N.A., Heath G.R., Cullen D., Dauphin P., Hammond D., Hartmann B. and Maynard V. 1979. Early Oxidation of Organic Matter in Pelagic Sediments of the Eastern Equatorial Atlantic: Suboxic Diagenesis, Geochim. Cosmochim. Acta, 43: 1075-1090.

Giesy J.P. and Hoke R.A. 1990. Freshwater Sediment Quality Criteria: Toxicity Bioassessment, pp. 265-348, *in*: Sediments: Chemistry and Toxicity of In-place Pollutants, Baudo R., Giesy J.R. and Muntau H. (eds.), Lewis Publishers, Inc. Chelsea, MI, 405 p.

Glass G.E. and Poldoski J.E. 1975. Interstitial Water Components and Exchange Across the Water Sediment Interface in Lake Superior, Berh. Int. Verhin. Limnol. 19: 405-420.

Golterman H.L., Sly G.P. and Thomas R.L. 1983. Study of the Relationship Between Water Quality and Sediment Transport, published by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Mayenne, France, 231 p.

Green R.H. 1989. Power Analysis and Practical Strategies for Environmental Monitoring, Environ. Res., 50: 195-205.

Håkanson L. and Jansson M. 1983. Principles of Lake Sedimentology, Springer-Verlag, Berlin, GD, 316 p.

Hargrave B.T., Phillips G.A., Doucette L.I., White M.J., Milligan T.G., Wildish J.D. and Cranston R.E. 1995. Biogeochemical observations to assess benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture in the Western Isles region of the Bay of Fundy, Can. Tech., Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2062. 159 pp.

Harkey G.A., Landrum P.F. and Kaine S.J. 1994. Comparison of Whole-sediment, Elutriate and Pore-water Exposures for Use in Assessing Sediment-associated Organic Contaminants in Bioassays, Environ. Toxicol. Chem., 13(8): 1315-1329.

Hertkorn-Obst U., Wendeler H., Feuerstein T. and Schmitz W. 1982. A Device for Sampling Interstitial Water Out of River and Lake Beds, Environ. Technol. Lett., 3:263.

Hesslein R.H. 1976. An *in-situ* Sampler for Close Interval Pore Water Studies, Limnol. Oceangr., 21: 912-914.

Hines M.E., Knollmeyer S.L. and Tugel J.B. 1989. Sulfate Reduction and Other Sedimentary Biogeochemistry in a Northern New England Salt Marsh, *Limnol. Oceanogr.*, 34: 578-584.

Holland P.T., Hickey C.W., Roper D.S. and Trower T.M. 1993. Variability of Organic

Contaminants in Inter-tidal Sandflat Sediments from Manukau Harbour, New Zealand, Arch. Environ. Contam. Toxicol., 25: 456-463.

Howes B.L., Dacey J.W.H. and Wakeham S.G. 1985. Effects of Sampling Technique on Measurement of Pore Water Constituents in Salt Marsh Sediments, Limnol. Oceanogr., 30(1): 221-227.

Jahnke R.A. 1988. A Simple, Reliable and Inexpensive Pore-water Sampler, *Limnol. Oceanogr.*, 33:483-487.

Jenne E.A. and Zachara J.M. 1987. Factors Influencing the Sorption of Metals, pp. 83-98, *in*: Fate and Effects of Sediment-bound Chemicals in Aquatic Systems: Proceedings of the 6th Pellsonton Workshop, Florissant, CO, Aug. 12-17, 1984, Pergamon Press, New York, NY.

Keith L.H. 1992. Environmental Sampling and Analysis: A Practical Guide, Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI, 143 p.

Kelly C.A., J.W.M. Rudd J.W.H., Furutani A. and Schindler D.W. 1984.Effects of Lake Acidification on Rates of Organic Matter Decomposition in Sediments, Limnol. Oceanogr., 29: 687-694.

Klinkhammer G.P. 1980. Early Diagenesis in Sediments from the Equatorial Pacific. II. Pore Water Metal Results, Earth Planet. Sci. Lett., 49: 81-101.

Knezovich J.P. and Harrison F.L. 1988. The Bioavailability of Sediment-sorbed Chlorobenzenes to Larvae of the Midge, *Chironomous decorus.* Ecotoxicol. Environ. Safety, 15: 226-241.

Knezovich J.P. and Harrison F.L. 1987. The Bioavailability of Sediment-sorbed Organic Chemicals: A Review, Water Air Soil Pollut., 32: 233-245.

Kriukov P.A. and Manheim F.T. 1982. Extraction and Investigative Techniques for Study of Interstitial Waters of Unconsolidated Sediments: A Review, pp. 3-26, *in*: The Dynamic Environment of the Ocean Floor, Fanning K.A. and Manheim F.T. (eds.), Lexington Books, Washington, DC.

Lee G.F. and Jones R.A. 1984. Water Quality Significance of Contaminants Associated with Sediments: An Overview, pp. 1-34, *in*: Fate and Effects of Sediment-bound Chemicals in Aquatic Systems, Dickson K.L., Maki A.W. and Brungs W.A. (eds.), Pergamon Press, New York, NY.

Levi I. and Novicki T.W. 1972. Interfering GLC Peaks from Materials Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes (*Chironomus tentans* ou *Chironomus riparius).* Série de la Protection de l'environnement, SPE 1/RM/32. Ottawa (Ontario).and Chemicals in Pesticide Residue

Analysis, Bull. Environ. Contam. Toxicol., 7: 193-199.

Lyons W.B., Gaudette H.E. and Smith G.M. 1979. Pore Water Sampling in Anoxic Carbonate Sediments: Oxidation Artifacts, Nature, 277: 48-49.

MacLean R.S., Borgmann U. and Dixon D.G. 1996. Bioaccumulation kinetics and toxicity of lead in *Hyalella azteca* (Crustacea, Amphipoda). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2210-2220.

Malcolm S.J., Kershaw P.J., Lovett M.B. and Harvey B.R. 1990. The Interstitial Water Chemistry of $^{239, 240}$Pu and ^{241}Am in the Sediments of the North-East Irish Sea, *Geochim.* Cosmochim. Acta., 54: 29-35.

Manheim F.T. 1976. Interstitial Waters of Marine Sediment, p. 115, *in*: Chem. Oceanogr., Volume 6, Riley J.P. and Chester R. (eds.). Academic Press, New York, NY.

Martens C.S. and Klump J.V. 1980. Biochemical Cycling in an Organic-rich Coastal Marine Basin. I. Methane Sediment-water Exchange Processes, Geochim. Cosmochim. Acta., 44: 471-490.

Mayer L.M. 1976. Chemical Water Sampling in Lakes and Sediments with Dialysis Bags, Limnol. Oceanogr., 21: 909-911.

MOEE. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ministry of the Environment and Energy. Toronto. 27 pp.

MOEE. 1997. Sediment and biological assessment of Canagaigue Creek at the Uniroyal Chemical Ltd. Plant, Elmira, Ontario. 1995-1996. Ministry of Environment and Engergy. 37 pp + appendices.

Montgomery J.R., Price M.T., Holt J. and Zimmerman C. 1981. A Close-interval Sampler for Collection of Sediment Pore Waters for Nutrient Analysis, Estuaries, 4: 75-77.

Montgomery J.R., Zimmerman C.F. and Price M.T. 1979. The Collection, Analysis and Variation of Nutrients in Estuarine Pore Water, Estuarine Coastal Mar. Sci., 9: 203-214.

Mount D.R., Gulley D.D., Russell J., Garrison T.D. and Evans J.M. 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (fathead minnows). Environ. Toxicol. Chem. 16: 2009-2019.

Mudie P.J., Piper D.J.W., Rideout K., Robertson K.R., Schafer C.T., Vilks G. and Hardy I.A. 1984. Standard Methods for Collecting, Describing, and Sampling Quaternary Sediments at the Atlantic Geoscience Centre, Geological Survey of Canada, Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, NS, 38+ p.

Mudroch A. and MacKnight S.D. 1991. CRC, Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling, CRC Press, Boca Raton, FL, 210 p.

Murray J.W. and Grundmanis V. 1980. Oxygen Consumption in Pelagic Marine Sediments, Science, 209: 1527-1530.

Nath B.N., Rajaraman V.S. and Mudholkar A.V. 1988. Modified Interstitial Water Squeezer for Trace Metal Analysis, Indian J. Marine Sci., 17: 71-72.

Nebeker A.V., Cairns M.A., Gakstatter J.H., Malueg K.W., Schuytema G.S. and Krawczyk D.R. 1984. Biological Methods for Determining Toxicity of Contaminated Freshwater Sediments to Invertebrates, Environ. Toxicol. Chem., 3: 617-630.

Neumann P.T.M., Borgmann U. and Norwood W.P. 1999. The effect of gut clearance on metal body concentrations in Hyalella azteca. Environ. Toxicol. Chem. 18: 976-984.

Novicki H.G., Kieda C.A., Devine R.F., Current V. and Schaefors T.H. 1979. Identification of Organic Compounds Extracted from Paper and Glass Soxhlet Thimbles, Anal. Lett., A12: 769-776.

Patrick W.H. Jr., Gambrell R.P. and Khalid R.A. 1977. Physicochemical Factors Regulating Solubility and Bioavailability of Toxic Heavy Metals in Contaminated Dredged Sediment, J. Environ. Sci. Health., A12: 475-492.

Plumb R.H. Jr. 1979. Sampling, Preservation, and Analysis of Sediment Samples: State-of-the-Art Limitation, presented at The Fifth US/Japan Experts Meeting in The Management of Sediments Containing Toxic Substances, New Orleans, LA (November 26-28, 1979).

Reeburgh W.S. 1967. An Improved Interstitial Water Sampler, Limnol. Oceanogr. 12: 163-165.

Rutledge P.A. and Fleeger J. 1988. Laboratory Studies on Core Sampling with Application to Subtidal Meiobenthos Collection, Limnol. Oceanogr., 33: 274-280.

Saager P.M., Sweerts J-P. and Ellermeijer H.J. 1990. A Simple Pore-water Sampler for Coarse, Sandy Sediments of Low Porosity, Limnol. Oceanogr., 35(3): 747-751.

Sayles F.L. and Manheim F.T. 1975. Interstitial Solutions and Diagenesis in Deeply Buried Marine Sediments: Results from the Deep Sea Drilling Project, Geochim. Cosmochim. Acta., 39: 103-127.

Sayles F.L., Wilson T.R.S., Hume D.N. and Mangelsdorf P.C. Jr. 1973. *In-situ* Sampler for Marine Sedimentary Pore Waters: Evidence for Potassium Depletion and Calcium Enrichment, Science, 181: 154-156.

Schuytema G.S., Nelson P.O., Malueg K.W., Nebeker A.V., Krawczyk D.F., Ratcliff A.K. and Gakstatter J.H. 1984. Toxicity of Cadmium in Water and Sediment to *Daphnia magna*, Environ. Toxicol. Chem., 3: 293-308.

Shaner S.W. and Knight A.W. 1985. The Role of Alkalinity in the Mortality of Daphnia magna in Bioassays of Sediment-bound Copper, Comp. Biochem. Physiol., 82C: 273-277.

Simon N.S., Kennedy M.M. and Massoni C.S. 1985. Evaluation and Use of a Diffusion-controlled Sampler for Determining Chemical and Dissolved Oxygen Gradients at the Sediment-water Interface, Hydrobiologia, 126: 135-141.

Sly P.G., and Christie W.J. 1992. Factors Influencing Densities and Distributions of *Pontoporeia hoyi* in Lake Ontario, Hydrobiologia, 235/236: 321-352.

Tessier A., Carignan R., Dubreuil B. and Rapin F. 1989. Partitioning of Zinc Between the Water Column and the Oxic Sediments in Lakes, Geochim. Cosmochim. Acta., 53: 1511-1522.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1989. Generalized methodology for conducting industrial toxicity reduction evaluations. EPA-600/2-88/070.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1991a. Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase I toxicity characterization procedures. EPA-600/6-91/003.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). Sediment toxicity identification evaluation: 1991b. Phase I (Characterization), Phase II (Identification) and Phase III (Confirmation) modifications of effluent procedures. EPA-600/6-91/007.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1991c. Toxicity identification evaluation: characterization of chronically toxic effluents, Phase I. EPA-600/6-91/005.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1993a. Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase II toxicity identification procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity. EPA-600/R-92/080.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1993b. Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase III toxicity confirmation procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity. EPA-600/R-92/081.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1986. Test Methods for Evaluating Solid Waste-Physical and Chemical Methods, USA Environemntal Protection Agency, 1986, Method 9060.

van de Guchte C. and Maas-Diepeveen J.L. 1988. Screening Sediments for Toxicity: A

Water-concentration Related Problem, *in*: Proceedings of the 14th Annual Aquatic Toxicity Workshop, November 1-4, 1987, Toronto, Ontario, Canada, Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1607: 81-91.

van der Loeff R.M.M. 1980. Time Variation in Interstitial Nutrient Concentrations at an Exposed Subtidal Station in the Dutch Wadden Sea, Neth. J. Sea Res., 14: 123-143.

van Raaphorst, W. and Brinkman A.G. 1985. The Calculation of Transport Coefficients of Phosphate and Calcium Fluxes Across the Sediment-water Interface, from Experiments with Undisturbed Sediment Cores, Water Sci. Technol., 17: 941-951.

Viel M., Barbanti A., Langone L., Buffoni G., Paltrinieri D. and Rosso G. 1991. Nutrient Profiles in the Pore Water of Deltaic Lagoon: Methodological Considerations and Evaluation of Benthic Fluxes, Estuar. Coastal Shelf Sci., 33: 361-382.

Warren L.A., Tessier A, and Hare L. 1998. Modelling cadmium accumulation by benthic invertebrates in situ: The relative contributions of sediment and overlying water reservoirs to organism cadmium concentrations. Limnol. Oceanogr. 43: 1442-1454.

Warwick R.M. and Clarke K.R.. 1991. A Comparison of Some Methods for Analysing Changes in Benthic Community. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 71: 225-244.

Wentworth CK. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments; *Journal of Geology*, 30: 377-392.

Whiticar M.J. 1982. Determination of Interstitial Gases and Fluids in Sediment Collected with an in-situ Sampler, Anal. Chem., 54: 1796-1798.

Word J.Q., Ward J.A., Franklin L.M., Cullinan V.I. and Kiesser S.L. 1987. Evaluation of the Equilibrium Partitioning Theory for Estimating the Toxicity of the Non-polar Organic Compound DDT to the Sediment Dwelling Amphipod *Rhepoxynius abronius*, Final report submitted by Battell Washington Environmental Program Office to U.S. Environmental Protection Agency, Criteria and Standards Division, 60 p.

8.6 Annexe 8.1. Instructions détaillées pour le prélèvement *in situ* d'échantillons d'eau de porosité

En eaux peu profondes (p. ex. <10 m), des échantillons d'eau de porosité ont été prélevés directement par des plongeurs à partir de sédiments à grain fin au moyen de seringues à longue aiguille (Bauer *et al.*, 1988) ou d'un tube, soit par pression hydrostatique ou sous vide, après passage à travers un filtre (Brinkman *et al.*, 1982; Buddensiek *et al.*, 1990). Le volume des échantillons qui peuvent être prélevés à une profondeur donnée selon cette technique est cependant relativement faible (5 à 10 mL). Pour l'échantillonnage en eaux estuariennes peu profondes (0,5 m), un dispositif permettant de récolter de façon répétée des échantillons anoxiques d'eau de porosité à partir des sédiments estuariens a été mis au point (Montgomery *et al.*, 1979; 1981). Des échantillons de 50 à 75 mL ont été recueillis sous vide dans une atmosphère inerte (fournie par un gaz inerte qui déplaçait périodiquement l'échantillon prélevé). Un système similaire a été mis au point à des fins d'utilisation dans les cours d'eau et les lacs (Hertkorn-Obst *et al.*, 1982). En eaux marines plus profondes (20 à 1 800 m), un échantillonneur tubulaire en acier inoxydable fonctionnant à la façon d'une seringue géante a été conçu pour recueillir simultanément des échantillons d'eau de porosité à plusieurs profondeurs (Sayles et Manheim, 1975). On a par la suite modifié ce dispositif en vue de l'utiliser dans les environnements marins subtidaux peu profonds (van der Loeff, 1980). Howes *et al.* (1985) ont recueilli des échantillons d'eau de porosité à diverses profondeurs dans les sédiments de marais peu profonds en utilisant une version modifiée du prototype proposé par Montgomery *et al.* (1979); le volume des échantillons obtenus par ces auteurs ne dépassait toutefois pas 5 à 10 mL.

Toutes ces méthodes de collecte d'échantillons d'eau de porosité font appel à la succion ou au déplacement de l'eau à l'aide d'un gaz inerte ou à la filtration. La plupart des autres méthodes procèdent par diffusion. Les dialyseurs ou " peepers " sont pourvus de membranes différant les unes des autres par leur composition et la taille de leurs pores, ce qui leur confère une certaine sélectivité à l'égard des solutés (membranes de 0,2 µm en polysulfone ou en polycarbonate, membranes de 0,45 µm en PVC, membranes en Teflon poreux de 3,0 µm) (Adams, 1991). Les membranes à dialyse en cellulose sont susceptibles aux attaques microbiennes, et leur utilisation est dès lors à éviter (Martens et Klump, 1980). Il est recommandé de dégazer les membranes en PVC avant de les utiliser dans les dialyseurs (Carignan *et al.*, 1994). La désoxygénation du dialyseur est normalement effectuée dans de l'eau distillée ou déminéralisée préalablement purgée à l'azote (Hesslein, 1976; Kelly *et al.*, 1984; Carignan et Tessier, 1985; Tessier *et al.*, 1989; Viel *et al.*, 1991) ou dans une solution de chlorure de sodium purgée à l'azote (Simon *et al.*, 1985). Le dégazage du dialyseur à l'azote s'effectue normalement dans une chambre d'équilibre pendant 24 à 48 heures. Le dispositif est ensuite transféré directement de la chambre d'équilibre aux sédiments (habituellement par un plongeur) et laissé en place jusqu'à l'atteinte d'un équilibre (3 à 20 jours). L'eau de porosité peut ensuite être récupérée à partir du dialyseur à l'aide d'une seringue ou de tubes de collecte. Le temps requis pour atteindre l'équilibre doit être déterminé

expérimentalement, *a priori*, par échantillonnage et analyse quotidiens de l'eau de porosité (Carignan, 1984).

La contamination de l'eau de porosité par l'équipement d'échantillonnage, l'absence d'un équilibre parfait entre l'eau de porosité et l'eau dans le dialyseur, un mauvais fonctionnement des membranes ou l'interférence créée par la diffusion d'ions par suite de la formation d'un potentiel électrique à travers la membrane ou l'oxydation de l'eau de porosité durant son prélèvement à partir du dialyseur et son transfert dans le contenant d'échantillon peuvent provoquer la formation d'artéfacts expérimentaux (Carignan *et al.*, 1985). Pour prévenir ce problème, il est recommandé :

a) de n'utiliser que du matériel inerte et propre pour la construction du dialyseur (l'utilisation de caoutchouc, de néoprène, de PVC, de polystyrène ou de matériaux métalliques ou métalliques galvanisés est par conséquent contre-indiquée) ;
b) d'utiliser pour la construction du dialyseur du Teflon® poreux scellé intact, des membranes en polycarbonate ou du polysulfone biologiquement inerte;
c) d'utiliser uniquement un équilibrateur purifié purgé de son oxygène dans la chambre;
d) de veiller à ce que le temps d'équilibre soit adéquat;
e) d'utiliser des seringues non métalliques pour l'extraction de l'eau de porosité;
f) d'utiliser des contenants d'entreposage ou d'échantillon propres, prétraités, fabriqués avec du matériel approprié (section 2.8);
g) de transférer l'eau de porosité du dialyseur au contenant d'échantillon sous une atmosphère exempte d'oxygène (boîte à gants contenant de l'argon ou de l'azote gazeux).

Viel *et al.* (1991) ont comparé les concentrations de fer et d'ammoniac, de phosphate et de silice (NH_3, PO_4, SiO_2) dans des échantillons d'eau de porosité recueillis par centrifugation à 500 tr/min pendant 20 min à ces mêmes concentrations dans des échantillons d'eau de porosité prélevés *in situ* à l'aide de dialyseurs. Ils ont constaté que les concentrations de PO_4 et de SiO_2 étaient comparables dans les deux types d'échantillons, mais que celles de fer et d'ammoniac différaient, probablement à cause des manipulations des échantillons globaux durant le transfert aux tubes de centrifugation et(ou) de l'hétérogénéité spatiale.

Knezovich et Harrison (1987) ont comparé les concentrations de chlorobenzène dans des échantillons d'eau de porosité extraits *in situ* des couches superficielles de sédiments (0 à 0,8 mm) à l'aide d'une seringue modifiée à celles observées dans des échantillons extraits par compression et centrifugation. L'extraction *in situ* a permis de réduire considérablement la perte de composés volatils.

Un des avantages des dialyseurs réside dans le fait qu'ils fournissent des échantillons d'eau de porosité exempts d'artéfacts engendrés par la température, la pression ou l'oxydation. En revanche, le temps d'équilibre est relativement long. Pour leur part, les échantillonneurs fonctionnant par succion permettent également d'obtenir des échantillons relativement exempts des mêmes artéfacts, mais leur utilisation exige plus de temps et leur résolution en profondeur est limitée. Comme la comparaison directe de ces

deux méthodes d'échantillonnage *in situ* de l'eau de porosité (succion *vs* dialyseurs) est récente, il est impossible pour l'instant de recommander l'une au détriment de l'autre.

8.7 Annexe 8.2. Instructions détaillées pour la récupération de l'eau de porosité à partir d'échantillons globaux ou de carottes de sédiments

Les matériaux qui entrent dans la fabrication des composantes de l'extracteur par compression peuvent influer sur la chimie de l'eau de porosité. Les dispositifs en acier inoxydable conviennent si les échantillons sont prélevés à des fins de détermination des teneurs en anions, en métaux alcalins et en oxydes alcalino-terreux, mais non pour le fer et autres éléments de transition. Pour ces éléments, l'acier inoxydable pose un risque de contamination (Adams, 1991).

Manheim (1976), utilisant un extracteur mécanique, a constaté que la pression exercée par le dispositif n'avait pas d'effet déterminant sur la composition de l'eau de porosité extraite. Cette technique peut cependant favoriser la formation au fond du dispositif d'un gâteau imperméable qui empêche le passage de l'eau de porosité. Il est cependant possible de prévenir ce problème en augmentant progressivement la pression sur une période de 30 minutes (Reeburgh, 1967). Nath *et al.* (1988) ont apporté des modifications au prototype proposé par Manheim de manière à réduire le temps de collecte d'environ 60 à 90 min et ont ainsi obtenu 20 mL d'eau de porosité en moins de 20 min. Ce dispositif amélioré comportait un revêtement en Teflon® qui empêchait l'exposition des sédiments à l'atmosphère et qui, par conséquent, limitait les effets de l'oxydation. Jahnke (1988) a également mis au point un extracteur simple, fiable et peu coûteux permettant de recueillir par compression, à partir de carottes entières, l'eau de porosité dans des seringues étanches au gaz. Ces seringues étaient reliées au tube de forage pour réduire les effets de l'oxydation.

Ayant noté la présence dans l'eau de porosité de fortes concentrations de métaux-traces, en particulier de fer, Klinkhammer (1980) a conclu que les particules colloïdales riches en fer n'étaient pas retenues par les filtres des dispositifs d'extraction. Hines *et al.* (1989) ont noté que les concentrations de sulfures étaient plus faibles dans les échantillons d'eau de porosité extraits par compression que dans les échantillons d'eau de porosité prélevés *in situ*, et ce même si une atmosphère exempte d'oxygène était maintenue durant l'extraction. Après avoir observé que les concentrations de plutonium réduit (nucléide transuranien) augmentaient en cas d'exposition à l'air, Malcolm *et al.* (1990) ont recommandé de réaliser l'échantillonnage et l'extraction de l'eau de porosité à partir des sédiments anoxiques dans une boîte à gants afin de prévenir les changements de composition.

Un fractionnement chimique de l'échantillon d'eau de porosité peut également se produire durant l'extraction par compression. Des concentrations d'ammonium significativement élevées dans l'eau de porosité ont été observées dans les trois premières fractions aliquotes (Emerson *et al.*, 1980). Dans le cadre d'une comparaison de deux types de dispositifs d'extraction par compression, Froelich *et al.* (1979) ont relevé dans les deux cas des concentrations de dioxyde de carbone dans l'eau de porosité plus élevées dans la première fraction aliquote que dans les fractions subséquentes lorsqu'ils faisaient passer sous pression des sédiments riches en carbonate de calcium ($CaCO_3$) à travers des filtres préalablement lavés à l'acide.

Il est établi que la méthode de prélèvement agit sur certains constituants de l'eau de porosité. Les effets sont évidents dans le cas du carbone organique dissous et du sulfure de diméthyle, mais équivoques dans le cas de l'ammoniac et du sulfure (à supposer que l'extraction s'effectue sans oxydation) (Burton, 1992). Bender *et al.* (1987) ont observé que la composition des échantillons d'eau de porosité prélevés à l'aide d'un extracteur pour carottes entières pouvait s'altérer très rapidement sous l'influence de réactions solide-solution et que la méthode ne convenait pas si l'objectif consiste à déterminer les profils de l'eau de porosité en métaux-traces et en d'autres substances chimiques réagissant avec les particules.

La centrifugation a été comparée à une méthode de dialyse *in situ* et a fourni des résultats comparables. La centrifugation d'une carotte-échantillon s'effectue selon les grandes étapes suivantes. Un horizon d'une carotte-échantillon est sectionné ou transféré dans un environnement exempt d'oxygène (p. ex. boîte à gants, sac à gants, etc.). Les sédiments sont chargés dans des tubes à centrifugation en polycarbonate préalablement lavés à l'acide. Les tubes sont fermés hermétiquement et soumis à l'état réfrigérés à une centrifugation à haute vitesse. Le surnageant est siphonné (dans l'environnement exempt d'oxygène) et filtré seulement si nécessaire (selon les instructions de la méthode utilisée). Le surnageant ou le filtrat est ensuite entreposé dans un flacon en polystyrène préalablement acidifié avec du chlorure d'hydrogène (HCl) ou de l'acide nitrique (HNO_3).

Les aspects variables de la centrifugation sont la vitesse de centrifugation, la composition du filtre et la dimension des pores du filtre. Adams *et al.* (1980) ont étudié l'incidence de la vitesse de centrifugation (7 000 à 9 000 tr/min) sur la composition de l'eau de porosité. Les concentrations de calcium (Ca), de fer (Fe), de manganèse (Mn) et de zinc (Zn) sont demeurées relativement stables, mais celles de PO_4 ont doublé. Enfin, il se peut que la vitesse de centrifugation soit trop lente pour éliminer les argiles dispersables.

Pour les procédés comme l'adsorption ou la désorption des substances potentiellement toxiques dans l'eau de porosité vers ou à partir des filtres, il faut prétraiter les filtres et utiliser des blancs de filtration afin d'évaluer le risque que ces processus se produisent (Levi et Novicki, 1972; Novicki *et al.*, 1979). Il a été démontré que l'utilisation de filtres en fibre de verre ou en plastique entraîne l'élimination des substances organiques non polaires. Certains contaminants hydrophobes dissous peuvent être adsorbés aux filtres en fibre de verre (Word *et al.*, 1987). D'autres auteurs ont recommandé d'utiliser des filtres

en polycarbonate (Knezovich et Harrison, 1987). Carr et Chapman (1995) ont comparé la toxicité de l'eau de porosité obtenue de sous-échantillons de sédiments contaminés au moyen d'un dispositif en Teflon® et par centrifugation. Cinq types de filtres (fluorocarbure, nylon, polyester, polycarbonate et fibre de verre) ont été utilisés. Les tests ont révélé qu'un trempage de 24 heures dans l'eau désionisée n'éliminait pas les substances potentiellement toxiques des filtres en nylon et que les filtres en fibre de verre ne résistaient pas au trempage. Le problème observé avec les filtres en nylon a été corrigé en portant à 48 heures la durée du trempage. Les différents types de filtres utilisés dans les extracteurs ont adsorbé les contaminants solubles à divers degrés. Des études récentes indiquent que la filtration de l'eau de porosité permet de réduire considérablement sa toxicité, quelle que soit la méthode utilisée pour l'extraction de l'eau de porosité (centrifugation, extraction sous pression, extraction à l'aide d'une seringue ou dialyse) (Ankley *et al.*, 1991). Saager *et al.* (1990) ont utilisé un tube à centrifugation spécialement conçu pour le prélèvement d'échantillons d'eau de porosité.

Carignan *et al.*, (1985) ont mesuré et comparé les concentrations de calcium (Ca), de magnésium (Mg), de fer (Fe), de manganèse (Mn), de chrome (Cr), de cobalt (Co), de nickel (Ni), de cuivre (Cu), de zinc (Zn), de cadmium (Cd) et de carbone organique dans des échantillons d'eau de porosité extraits de sédiments recueillis sur le terrain par centrifugation et filtration à celles d'échantillons extraits *in situ* par dialyse. La centrifugation a été réalisée à deux vitesses (5 000 tr/min et 11 000 tr/min) et a été suivie d'une filtration au moyen de filtres à pores de 0,45, 0,2 et 0,03 :m. Les concentrations de Co, Ni, Cr, Fe et Mn observées dans l'eau de porosité obtenue par centrifugation à 5 000 tr/min suivie d'une filtration au moyen d'un filtre prélavé à pores de 0,45 :m étaient comparables à celles enregistrées dans l'eau de porosité obtenue par dialyse. Toutefois, les concentrations de Cu, de Zn et de carbone organique étaient significativement plus élevées dans l'eau de porosité obtenue par centrifugation. Les concentrations de Cd, de Co, de Cr, de Ni et de carbone organique dans l'eau de porosité obtenue par centrifugation à 11 000 tr/min suivie d'une filtration avec des filtres à pores de 0,2 ou 0,3 :m étaient comparables à celles enregistrées dans l'eau de porosité obtenue par dialyse. Les résultats obtenus avec la centrifugation et la dialyse *in situ* semblent donc comparables, à tout le moins pour ce qui est des éléments considérés dans le cadre de l'étude susmentionnée.

Pour évaluer les effets de cinq méthodes d'extraction de l'eau de porosité (centrifugation à vitesse réduite et élevée [250 G et 10 000 G, respectivement] à 4 °C, extraction sous pression, extraction à l'aide d'une seringue et dialyse) sur la toxicité des sédiments, Ankley *et al.* (1991) ont employé des sédiments fortement contaminés par des métaux et(ou) de l'huile et de la graisse, des HAP et du NH_3. Les échantillons d'eau de porosité ont été prélevés avec ou sans filtration. Une analyse comparative des résultats a révélé que la vitesse de centrifugation avait peu d'effet sur la toxicité des sédiments. Toutefois, les auteurs de l'étude ont conclu qu'il était préférable d'utiliser une vitesse de centrifugation élevée, car le procédé n'isole alors que la fraction des métaux biodisponibles, alors qu'il permet autrement la présence de métaux non disponibles. L'eau de porosité recueillie par centrifugation était généralement aussi sinon plus toxique que l'eau de porosité obtenue selon d'autres procédés. Enfin, par filtration, ces mêmes

auteurs ont réduit la toxicité des échantillons d'eau de porosité de 40 à 85 %.

Carr et Chapman (1995) se sont intéressés aux effets des procédés d'extraction de l'eau de porosité (centrifugation, succion sous vide et extraction par compression) sur la toxicité de sédiments contaminés. Ces auteurs sont parvenus aux conclusions suivantes : 1) la toxicité des échantillons d'eau de porosité varie considérablement en fonction de la méthode d'échantillonnage utilisée; 2) il faut recourir à la centrifugation pour optimaliser la sensibilité du test de fécondation de l'œuf si les principaux contaminants en cause sont des composés organiques très hydrophobes; 3) quelle que soit la méthode utilisée initialement pour l'extraction, il convient de (re-)centrifuger les échantillons avant de les soumettre à des tests ou de les congeler afin d'éliminer les particules en suspension susceptibles de compromettre les résultats des tests.

La centrifugation comporte également un risque de fractionnement chimique. Edmunds et Bath (1976) ont évalué le potentiel de fractionnement durant la centrifugation de cinq cations (Na^+, K^+, Ca^{2+}, SR^{2+} et Mg^{2+}) à partir de l'eau de porosité extraite de roches du Crétacé. Les concentrations de cations ont été mesurées en quatre temps différents de l'extraction de l'eau de porosité. Les concentrations de sodium et de potassium ont diminué progressivement durant l'extraction de la majeure partie de l'eau de porosité pour ensuite se stabiliser durant l'extraction des derniers 10 à 20 % de l'échantillon. Les concentrations de Ca^{2+} ont diminué jusqu'à l'extraction complète de l'échantillon. Aucun fractionnement apparent n'a été observé dans le cas des cations Sr^{2+} et Mg^{2+}.

Parmi les autres méthodes utilisées pour extraire l'eau de porosité des échantillons de sédiments, mentionnons la dessiccation (Adams, 1991), la filtration sous vide (Glass et Poldoski, 1975) et le déplacement (Adams, 1991). Le déplacement de l'eau de porosité s'effectue à l'aide d'un liquide immiscible. L'extraction est réalisée à l'aide d'un filtre-presse une fois que le liquide a été versé au-dessus des sédiments et exposé à une pression (Adams, 1991). La filtration sous vide utilise un entonnoir Buchner pour extraire l'eau de porosité (Glass et Poldoski, 1975). Le procédé est fastidieux, en particulier dans le cas des sédiments à grain fin, l'évaporation de l'eau de porosité devenant alors un problème important (Adams, 1991). Les erreurs potentielles occasionnées par cette technique sont la solubilisation des solides et les changements qui perturbent l'équilibre sédiments-eau.

van Raaphorst et Brinkman (1985) ont utilisé des tubulures en polyéthylène garnies de fils de coton pour extraire l'eau de porosité d'une carotte de sédiments. Sous vide, ils ont recueilli 5 mL d'eau de porosité en deux ou trois jours. Le phosphate présent dans l'eau de porosité n'a pas interagi avec le coton. Cette méthode ne convient toutefois pour les échantillons dont on veut mesurer les teneurs en contaminants organiques.

Table des matières

9. Évaluation et interprétation des données..... 9-1

9.1 Précisions sur l'objectif du programme d'ESEE, la définition du terme " effet " et la signification de l'interprétation des données à l'intérieur de l'ESEE..... 9-1

9.2 Analyses des données..... 9-3
9.2.1 Effets sur les poissons 9-4
9.2.2 Effets sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques 9-10
9.2.2.1 .2 Le mercure dans les tissus des poissons 9-11
9.2.2.2 Altération 9-12
9.2.2.3 Anomalies physiques 9-13
9.2.3 Effets sur la communauté d'invertébrés benthiques 9-13

9.3 Le rôle de l'analyse de puissance, de , de et de l'ampleur de l'effet pour déterminer les effets..... 9-20
9.3.1 Établissement de α et β 9-20
9.3.2 Analyse de puissance : déterminer la taille d'échantillon requise, la puissance et l'ampleur de l'effet approprié 9-24

9.4 Méthodes alternatives de suivi pour les études sur les poissons et les communautés d'invertébrés benthiques 9-27

9.5 Toxicité sublétale..... 9-29

9.6 Références..... 9-30

Annexe 1.1 Questions sommaires pour l'étude des poissons..... 9-31

Annexe 1.2 Tableau-synthèse de l'étude des poissons 9-33

Annexe 2.1 Questions sommaires pour les communautés d'invertébrés benthiques 9-34

Annexe 2.2 Tableau-synthèse pour l'étude des communautés d'invertébrés benthiques. 9-35

Liste des tableaux

Tableau 9-1: Effets sur les poissons. 9-4
Tableau 9-2: Variables d'appui à utiliser pour les analyses complémentaires..... 9-5
Tableau 9-3: Effets sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques. 9-10
Tableau 9-4: Variable d'appui à retenir pour les analyses complémentaires..... 9-11
Tableau 9-5: Effets sur la communauté d'invertébrés benthiques. 9-14
Tableau 9-6: Méthode statistique utilisée pour déterminer s'il y a un " effet " pour chacun des six plans d'étude 9-14
Tableau 9-7: Tailles d'échantillon nécessaires pour détecter une différence de ± 2 ET9-23

9. Évaluation et interprétation des données

Dans le cadre des exigences de l'Étude du suivi des effets environnementaux (ESEE) fixées par le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM), les mines assujetties au REMM sont tenues de soumettre un rapport d'interprétation décrivant les résultats du suivi. L'objet du présent chapitre est de donner une orientation générale sur la façon d'interpréter les données de l'ESEE, et plus précisément :

1) les mesures terminales à retenir et à déclarer;

2) l'approche statistique (ou autre) à utiliser pour chaque mesure terminale en vue de déterminer la présence ou l'absence d'un effet;

3) le rôle de l'analyse de puissance, de , de et de l'ampleur de l'effet dans la détermination des effets.

Comme on le verra ci-dessous, une différence (ou un gradient) statistiquement significative dans l'une des mesures terminales doit être considérée comme un " effet ". Ces mesures terminales se répartissent entre :

1) les effets sur les poissons,

2) les effets sur l'utilisation du poisson par l'homme (potentiel d'utilisation des ressources halieutiques),

3) les effets sur la communauté d'invertébrés benthiques (indicateurs de l'habitat du poisson).

9.1 Précisions sur l'objectif du programme d'ESEE, la définition du terme " effet " et la signification de l'interprétation des données à l'intérieur de l'ESEE

L'objectif actuel du programme d'ESEE est *d'évaluer les effets des effluents des mines sur le milieu aquatique, en vue de protéger le poisson, son habitat et son utilisation par les humains. Cette information servira à évaluer dans quelle mesure le REMM permet de protéger le poisson, son habitat et l'utilisation des ressources halieutiques.* Cet objectif repose sur la prémisse selon laquelle les études sont conçues pour :

- utiliser des approches de suivi en laboratoire et sur le terrain qui évaluent de façon directe ou indirecte la santé du poisson (étude des poissons), l'altération de l'habitat (étude des communautés

d'invertébrés benthiques) et les problèmes concernant la consommation du poisson par les humains (analyse des tissus de poissons);
- faire une distinction entre les effets liés aux fabriques ou aux mines et les autres facteurs délétères naturels ou anthropiques;
- produire des données pertinentes dont l'analyse permettra de dégager des tendances spatiales et temporelles qui pourront être interprétées de façon fiable.

Une étude d'ESEE particulière ne vise pas nécessairement tous ces objectifs. L'ESEE comporte une approche de suivi par étapes selon laquelle les résultats d'une étude d'ESEE précédente influent sur le plan de l'étude suivante.

Deux éléments doivent être bien compris pour réaliser un programme d'ESEE, et particulièrement rédiger un rapport d'interprétation : 1) les types d'analyses des données pertinents, et 2) ce qu'on entend par " interprétation ". Pour aborder ces deux éléments, il est important de définir ce qu'est un " effet ".

Dans l'ESEE, un " effet " est défini de façon générale *comme une différence statistiquement significative dans les mesures terminales concernant le poisson, le potentiel d'utilisation du poisson ou les communautés d'invertébrés benthiques entre une zone exposée à un effluent et une zone de référence, ou encore comme un gradient statistiquement significatif dans ces mesures terminales entre la zone exposée et la zone de référence.* Pour l'analyse des tissus de poissons (effectuée pour déterminer le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques), on considère qu'il y a un effet sur les tissus de poissons lorsque les concentrations de mercure total dépassent 0,45 µg/g en poids humide dans la zone exposée et qu'elles sont statistiquement différentes des concentrations de mercure total mesurées dans les tissus de poissons dans la zone de référence. Dans les cas où il n'est pas possible d'examiner les poissons capturés sur le terrain ou la distribution sur le terrain des invertébrés benthiques dans les zones exposées à l'effluent et dans les zones de référence, on peut avoir recours à une méthode alternative de suivi pour le poisson ou l'habitat du poisson, en vue de déterminer si l'effluent cause un effet.

Tout en tenant compte de la définition d'un effet , il est important de reconnaître que ce ne sont pas tous les effets identifiés dans l'ESEE qui constituent des dommages pour le poisson, son habitat ou le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques. Toutefois, les effets correspondant à la définition ci-dessus représentent des différences ou des gradients scientifiquement défendables qui peuvent refléter des changements dans l'écosystème attribuables à l'effluent. Il ressort que l'information détaillée sur les effets, notamment leur ampleur, leur étendue géographique et leurs causes possibles, contribuera à faire mieux comprendre l'écosystème et servira à la gestion des ressources aquatiques.

Le " Guide pour la détermination des mesures à prendre après la détection d'effets dans le cadre de l'étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) " (Environnement Canada, 2001) fournit des conseils aux organismes de réglementation, aux établissements réglementés et aux praticiens de l' ESEE pour déterminer les mesures à prendre lorsque l'ESEE a permis de détecter des effets. Il traite des facteurs à prendre en compte pour ce faire et explique le rôle et les

responsabilités des administrations publiques, de l'industrie et des autres intervenants à cet égard. Pour produire ce guide, Environnement Canada a consulté Pêches et Océans Canada.

Par conséquent, si la présence d'un " effet " est décelé (p. ex. une différence statistique dans une mesure terminale, comme le poids relatif des gonades, entre les poissons exposés et les poissons de la zone de référence), il devra en résulter d'autres études de suivi (p. ex. la confirmation de l'effet, la recherche de la cause, la mesure de l'ampleur et la délimitation de l'étendue géographique), et la différence elle-même *n'est pas* le seul déterminant qui jouera dans la prise de décisions pour la gestion des ressources. En outre, le rôle du rapport d'interprétation dans le programme d'ESEE est de résumer les résultats des études (en notant les difficultés ou les facteurs confondants), de mener les analyses pertinentes sur les tendances spatiales (et, si les données sont suffisantes, sur les tendances temporelles), de préciser tout effet identifié, et de faire des recommandations sur les études subséquentes à entreprendre pour le programme de suivi. L'interprétation des données ou le rôle du rapport *n'incluent pas* l'évaluation de la signification écologique, économique ou sociale des résultats (voir analyse à la section 4.2).

9.2 Analyses des données

L'ESEE est structuré en séquences de suivi et d'interprétation. À l'heure actuelle, l'ESEE en étant à ses débuts, les plans d'étude et la puissance statistique sont adaptés plus particulièrement pour déceler des effets spatiaux. À moins que des données historiques soient suffisantes, les analyses statistiques et l'interprétation des données doivent donc être axées sur les effets spatiaux à chaque cycle de suivi. Ce guide vise plus précisément l'analyse des données de chaque fabrique/mine qui doivent déterminer s'il existe des différences significatives dans certaines mesures terminales entre la zone de référence et la zone exposée ou le long d'un gradient d'exposition (détermination de l'effet), ce qui est l'objectif du présent chapitre. Dans les cycles ultérieurs de suivi, lorsqu'on disposera de données temporelles suffisantes, il deviendra possible de mener des analyses statistiques temporelles (c.-à-d. de déterminer statistiquement si les effets qui ont été identifiés sont en voie de s'atténuer ou de s'accentuer). Avant de procéder à des analyses statistiques formalisées des tendances temporelles, il est toutefois utile de comparer qualitativement les effets spatiaux observés au cours des premierères études de suivi à ceux des études postérieures.

Aux fins de l'ESEE, seules certaines données (les mesures terminales des effets) produites par les études des poissons et des communautés d'invertébrés benthiques et les études sur le potentiel d'utilisation du poisson serviront à évaluer la présence d'effets. D'autres exigences de l'ESEE ne servent qu'à interpréter les effets sur le poisson et le benthos (p. ex. la caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau) ou à caractériser les changements survenus dans la qualité de l'effluent au fil du temps (p. ex. essais de toxicité sublétale). Les tableaux des mesures terminales présentés dans les sections qui suivent résument les procédures recommandées pour l'analyse des données correspondant aux mesures terminales pour chaque exigence de suivi (tableaux 1-3). On trouvera aussi d'autres détails dans les sections pertinentes du guide. Bon nombre des problèmes d'interprétation des données sont les mêmes pour les études des poissons, le potentiel d'utilisation

du poisson et les communautés d'invertébrés benthiques (p. ex., les hypothèses et l'interprétation des techniques statistiques sont communes à plusieurs de ces sections). Les problèmes sont examinés de façon plus détaillée dans la section 3.1. La section 3.1 pourra être consultée pour mieux comprendre les étapes décrites aux sections 3.2 et 3.3.

9.2.1 Effets sur les poissons

Les tableaux 9-1 et 9-2 décrivent les mesures terminales, les variables d'appui et les méthodes statistiques qui s'appliquent à l'étude des poissons. Les différences selon le sexe sont courantes au niveau du taux de croissance, du poids corporel, du coefficient de condition, de la taille des gonades et de le poids du foie, à cause de différences dans les besoins énergétiques globaux entre les mâles et les femelles. En conséquence, pour toutes les mesures, il faut traiter les sexes séparément lorsqu'on estime la variabilité. De plus, les poissons sexuellement immatures ne devraient pas être mélangés aux poissons sexuellement matures dans les analyses.

Tableau 9-1: Effets sur les poissons.

Mesures terminales à utiliser pour déterminer les "effets" signalés par des différences statistiquement significatives entre la zone exposée et la zone de référence[1]

Type de réponse	Mesure terminale de l'effet	Méthode statistique[2] (selon la mesure terminale)
Survie	Âge	ANOVA
Utilisation de l'énergie	Taille selon l'âge (poids corporel selon l'âge)	ANCOVA
	Le poids relatif des gonades (poids des gonades selon le poids corporel)	ANCOVA
Stockage de l'énergie	Condition (poids corporel selon la longueur)	ANCOVA
	Poids relatif du foie (poids du foie selon le poids corporel)	ANCOVA

[1] Pour les analyses ANCOVA, le premier terme entre parenthèses est la mesure terminale (variable dépendante, Y) qu'on analyse pour déterminer la présence d'un effet de l'effluent. Le deuxième terme entre parenthèses est la covariable, X (âge, poids ou longueur).
[2] ANOVA - Analyse de variance, ANCOVA - Analyse de covariance

Tableau 9-2: Variables d'appui à utiliser pour les analyses complémentaires.

Ces analyses ont un but d'information, et des différences significatives entre la zone exposée et la zone de référence ne servent pas nécessairement à signaler un "effet". [1]

Type de réponse	Variables d'appui	Méthode statistique[2] (selon la mesure terminale)
Utilisation de l'énergie	Poids corporel (entier)	ANOVA
	Longueur	ANOVA
	Taille selon l'âge (longueur selon l'âge)	ANCOVA
	Le poids relatif des gonades (poids des gonades selon la longueur)	ANCOVA
	Fécondité relative (nombre d'œufs/femelle selon le poids corporel)	ANCOVA
	Fécondité relative (nombre d'œufs/femelle selon la longueur)	ANCOVA
	Fécondité relative (nombre d'œufs/femelle selon l'âge)	ANCOVA
Stockage de l'énergie	Taille relative du foie (poids du foie selon la longueur)	ANCOVA
	Taille relative des œufs (poids moyen des œufs selon le poids corporel)	ANCOVA
	Taille relative des œufs (poids moyen des œufs selon l'âge)	ANCOVA

[1] Pour les analyses ANCOVA, le premier terme entre parenthèses est la variable d'appui (variable dépendante, Y) qu'on analyse pour déterminer la présence d'un effet de l'effluent. Le deuxième terme entre parenthèses est la covariable, X (âge, poids ou longueur).
[2] ANOVA - Analyse de variance, ANCOVA - Analyse de covariance

Les statistiques descriptives devraient être présentées sous forme de graphiques et de tableaux pour toutes les variables (moyenne, médiane, minimum, maximum, écart-type, erreur-type et taille de l'échantillon). Ces variables doivent être rapportées pour chaque zone échantillonnée (p. ex. zone de référence et zone exposée proche). Pour chacune des analyses ANOVA et ANCOVA, le nombre de répétitions (taille de l'échantillon, n) correspond au nombre de poissons récolté . La taille minimum de l'échantillon recommandée est de 20 poissons sexuellement matures par sexe (et un supplément de 20 poissons sexuellement immatures si on échantillonne des espèces de petite taille) pour chacune des deux espèces sentinelles et pour chaque zone exposée et zone de référence. Si l'on dispose de données appropriées, une analyse de puissance devraient être effectuée pour déterminer la taille des échantillons.

Outre les méthodes statistiques descriptives, les principales analyses servant à déterminer si des "effets" statistiquement significatifs sont survenus devraient suivre les trois étapes de l'inspection, de l'analyse et de l'interprétation des données :

1) Il faudrait inspecter les données pour déterminer si elles satisfont aux hypothèses de l'ANOVA ou de l'ANCOVA. Ces méthodes sont assez robustes pour permettre quelques écarts modérés par rapport à certaines hypothèses et, dans certains cas, la transformation des données aidera à compenser les écarts par rapport aux hypothèses. Dans les cas où la transformation des données ne suffit pas, il peut être nécessaire d'avoir recours à des procédures non paramétriques, auquel cas les méthodes d'analyse de puissance décrites dans la section 4 ne s'appliquent pas. Ces problèmes sont analysés ci-dessous, et il serait bon de consulter les textes standard de statistique (p. ex. Sokal et Rohlf, 1995) pour avoir une idée plus complète sur le sujet.

2) Une fois qu'on a effectué l'inspection des données et les transformations nécessaires, on peut procéder aux comparaisons statistiques elles-mêmes. Il faut noter que l'ANCOVA est fondamentalement une méthode présentant deux étapes :
   a) déterminer si les pentes sont à peu près parallèles (étant donné qu'elles sont au départ nettement différentes de zéro),
   b) si les pentes sont parallèles, déterminer si les élévations des droites de régression sont significativement différentes. Cette procédure est expliquée en détail ci-après.

3) Une fois réalisées les comparaisons statistiques, les résultats clés pour les mesures terminales de l'effet (tableau 9-1) doivent être présentés clairement de façon à indiquer si on a observé un " effet " statistique et, si c'est le cas, quelle est la nature de l'" effet " (y compris sa direction et son amplitude). Un " effet " statistique existe quand la valeur *p* dépasse la valeur *a priori* de déterminée selon les instructions de la section 4.1.

Les différences entre les zones au niveau de l'âge, du poids et de la longueur peuvent être testées par une ANOVA (tableaux 9-1 et 9-2). Les hypothèses de l'ANOVA sont les suivantes :
- les données des populations exposées et de référence ont une distribution normale,
- les variances sont égales entre les populations exposées et de référence,
- les termes d'erreur ont une distribution indépendante.

Il faut vérifier la normalité et l'homogénéité de la variance avant d'appliquer ces procédures paramétriques. Toutefois, les méthodes statistiques basées sur une distribution normale univariée sont souvent assez robustes et peuvent supporter un degré modéré de non-respect des hypothèses. La transformation des données de départ peut aider à normaliser les données ou à homogénéiser les variances. Les transformations logarithmiques sont souvent préférables parce que les mesures biologiques sont fréquemment considérées comme opérant à une échelle logarithmique ou exponentielle (Peters, 1983). Si les transformations ne parviennent pas à produire des données qui correspondent approximativement aux hypothèses, il peut être nécessaire d'avoir recours à des statistiques non paramétriques.

Un manque d'indépendance peut survenir lorsque, par exemple, une personne recueille les données dans la zone exposée tandis qu'une autre personne recueille les données dans la zone de référence. Les données peuvent être biaisées si les deux personnes utilisent constamment des protocoles d'échantillonnage ou de tri légèrement différents. En général, on ne peut régler ce

genre de problème qu'en modifiant la méthode d'échantillonnage pour éliminer les sources de biais.

Les autres mesures terminales sont analysées à l'aide de régressions d'une variable sur une autre par l'analyse de covariance (ANCOVA) (tableau 1). L'ANCOVA combine les caractéristiques de l'analyse de variance et de la régression, et peut servir à comparer les régressions entre traitements (c.-à-d. zone de référence vs zone exposée). L'objet de l'utilisation de l'ANCOVA est de prendre en compte l'influence de la covariable, X, sur la mesure terminale, Y, avant de déterminer s'il y a eu un effet significatif de l'effluent sur Y pour un X donné. Par exemple, l'erreur quadratique moyenne (EQM) du modèle ANCOVA peut servir à préparer une estimation de la variance des paramètres mesurés sur des poissons, particulièrement pour les échantillons de grande taille (voir le chapitre 4).

Les hypothèses de l'ANCOVA sont les suivantes :

- les résidus ont une distribution normale et indépendante avec moyenne à zéro et variance commune,
- la variable indépendante (covariable) est fixe et mesurée sans erreur,
- la relation a la forme spécifiée (régression linéaire),
- les pentes des droites de régression sont égales d'une zone à l'autre.

Comme pour l'ANOVA, des transformations des données de départ permettent souvent d'améliorer la normalité et d'homogénéiser les variances. L'hypothèse selon laquelle la variable indépendante serait fixe est fréquemment enfreinte, et Draper et Smith (1981) analysent les conséquences de ce non-respect. Une variable indépendante non fixe pourrait vraisemblablement se révéler problématique, principalement dans les situations où la plage de la variable indépendante est très petite - c.-à-d. quand la plage de taille (ou d'âge) des poissons incluse dans la régression est très petite. Dans ce cas (plage très étroite de taille ou d'âge), on gagnerait toutefois peu à utiliser l'ANCOVA en prenant la taille ou l'âge comme covariable. L'analyse des données sera meilleure si on utilise une simple ANOVA des données de la zone exposée et de la zone de référence c.-à-d. il n'est pas nécessaire de prendre en compte l'influence de la covariable. L'hypothèse d'une relation linéaire peut être testée pour les échantillons présentant des observations multiples à différentes valeurs de la variable indépendante. Cela pourrait être faisable pour des variables discrètes comme l'âge, mais pas pour des variables indépendantes continues comme le poids corporel. Au minimum, il faudrait vérifier la linéarité par inspection visuelle. On peut souvent améliorer la linéarité par transformation (p. ex. log-log). Il faut aussi examiner les graphiques de régression pour s'assurer que les pentes ne sont pas indûment influencées par des données aberrantes.

Une des hypothèses clés de l'ANCOVA est que les pentes des droites de régression pour la zone de référence et la zone exposée sont égales. En conséquence, la première partie d'une analyse ANCOVA consiste à tester les différences dans les pentes entre les zones. La présence d'un terme significatif d'interaction dans l'ANCOVA pour la covariable X vs la zone (p. ex. âge*zone ou taille*zone) signale des pentes significativement différentes. Dans les cas où les pentes ne sont pas significativement différentes (c.-à-d. que le terme d'interaction n'est pas significatif), cela indique que les droites de régression sont à peu près parallèles. Si l'on prend comme exemple une

ANCOVA de la taille selon l'âge, des pentes parallèles indiqueraient que le gain de poids en fonction de l'âge est semblable pour les deux zones. L'étape suivante de cet exemple consiste à appliquer le modèle ANCOVA et à rechercher des différences dans les moyennes ajustées(élévation) pour vérifier si les poissons sont proportionnellement plus lourds à n'importe quel âge dans une zone que dans l'autre.

Il est possible que les pentes de régression diffèrent. Par exemple, les poissons de la zone de référence peuvent prendre du poids plus rapidement en fonction de l'âge (pente plus forte) que les poissons de la zone exposée. Si les pentes de régression sont significativement différentes, on ne peut pas mener à bien l'analyse ANCOVA. Dans ce cas, si on prend l'exemple de la taille selon l'âge, l'" effet " ne serait pas une différence proportionnelle dans le poids à n'importe quel âge, mais plutôt le fait que le taux de prise de poids en fonction de l'âge est significativement différent d'une zone à l'autre. On déterminerait ici l'" effet " comme une différence significative dans la pente d'une zone à l'autre plutôt qu'une différence significative dans l'ordonnée à l'origine . Dans une telle situation, il serait aussi intéressant de tracer séparément les droites de régression pour obtenir une meilleure image qualitative de la relation de la taille selon l'âge pour chaque zone sur toute la plage de données de la covariable X (p. ex. où les lignes se coupent-elles?). Il faut noter que, même quand les pentes de régression diffèrent significativement d'une zone à l'autre, il reste possible de faire des comparaisons supplémentaires sur une plage particulière de valeurs de la covariable X (c.-à-d. une plage particulière d'âge ou de taille) (Sokal et Rohlf, 1995). Ce genre de comparaison serait approprié si l'on juge que cette plage d'âge ou de taille est particulièrement préoccupante.

Il est aussi préférable que la plage de la variable indépendante soit à peu près la même pour chaque " traitement " (zone). Cela peut être difficile à réaliser en pratique, mais il faut tenir compte du non-respect de cette prémisse quand on interprète des résultats correspondant à de tels cas. Par exemple, si l'intervalle des valeurs pour la taille servant de covariable X pour la zone de référence ne recoupe pas trop celui de la zone exposée , pour pouvoir utiliser les résultats de l'ANCOVA, on poserait l'hypothèse que les pentes de régression sont parallèles même si les données se recoupent.

En plus des considérations ci-dessus, il faudrait aussi évaluer la pertinence des espèces de poissons qui ont été utilisées, d'après les résultats obtenus pour un site en particulier et les caractéristiques de résidence des espèces en question. Plus particulièrement, il est important d'évaluer si les poissons de la zone de référence et de la zone exposée se sont mélangés et, le cas échéant, si les différences dans l'exposition étaient assez grandes pour que les comparaisons statistiques des poissons prélevés soient valides. Le chapitre 4 donne un complément d'information sur ces évaluations.

Pour résumer, l'ensemble de la procédure à suivre et à rapporter se répartit en cinq stades: 1) préparation des analyses, 2) statistiques sommaires initiales, 3) analyses ANOVA, 4) analyses ANCOVA, 5) analyses de puissance.

1) Préparation des analyses : cette étape comprend l'entrée des données et l'AQ/CQ, avec recherche des erreurs d'entrée des données, et confirmation que tous les poissons considérés

comme adultes connaissent un développement gonadique en vue de la prochaine saison de fraye. Les données qui seront nécessaires pour l'interprétation devraient aussi être résumées, y compris les facteurs confondants significatifs. Les autres informations importantes sont les engins employés et l'indice des captures par unité d'effort. À cette étape, il faut aussi examiner les données sur l'exposition et déterminer s'il est possible que les poissons de la zone exposée se soient déplacés d'une zone à l'autre, ou que les poissons de la zone de référence aient été exposés.

2) Les statistiques sommaires doivent être calculées par espèce et par sexe, et inclure les moyennes, les écarts-types, les valeurs minimales et maximales et la taille des échantillons. Ces données doivent être présentées sous forme de graphiques et de tableaux pour chaque zone (zone de référence et zone exposée). Il faut aussi examiner la normalité et l'égalité des variances dans les données (hypothèses statistiques de base).
3) Les analyses ANOVA devraient déterminer s'il existait une différence statistiquement significative entre la zone d'exposition et la zone de référence dans l'âge, le poids ou la longueur pour l'une ou l'autre des espèces sentinelles ou par sexe (ou pour les juvéniles, le cas échéant). Le produit de l'ANOVA et son interprétation doivent nettement souligner la nature de tout " effet " qui a été détecté (p. ex. orientation et ampleur), ce qui inclut a) le niveau de signification (p) pour la méthode statistique employée, b) la différence en pourcentage entre les zones, et c) une note précisant si les moyennes de la zone exposée étaient plus grandes ou plus petites que celles de la zone de référence, quand des différences significatives ont été notées. Voir à la section 4.0 des instructions sur le niveau de signification (a) à retenir pour comparer p afin de juger si un " effet " s'est produit.
4) Des analyses ANCOVA devraient être réalisées pour la taille selon l'âge, le coefficient de condition, le poids relatif des gonades, la fécondité relative, la taille relative des œufs et le poids relatif du foie. Les données devraient être représentées graphiquement, et les régressions inspectées pour déterminer si les hypothèses ci-dessus ont été respectées ou non. Les analyses initiales devraient aussi examiner si les pentes de régression sont significativement différentes de zéro - c'est-à-dire si la mesure terminale varie systématiquement avec la covariable (taille ou âge). Si la mesure terminale ne varie pas avec la covariable, l'ANCOVA offre peu d'avantages par rapport à l'ANOVA. Si les pentes sont significativement différentes de zéro, et sont égales entre la zone de référence et la zone exposée, l'ANCOVA doit procéder à la recherche d'une différence dans l'élévation (moyenne ajustée) entre les zones. Si les pentes sont significativement différentes de zéro, mais qu'elles sont aussi significativement différentes entre la zone de référence et la zone exposée, alors on ne peut pas procéder avec l'ANCOVA, et l'" effet " de l'exposition est représenté par un changement dans la pente. Comme dans le cas de l'ANOVA, le résultat et l'interprétation de l'ANCOVA devraient définir la nature des effets, soit: a) le niveau de signification (p), selon la méthode statistique utilisée, pour les différences dans la pente ou la moyenne ajustée entre les zones, b) la différence en pourcentage dans la moyenne ajustée entre les zones (si les pentes étaient égales) ou la différence en pourcentage dans la pente (si les pentes étaient significativement différentes), et c) lorsqu'il existe des différences, une note précisant que la ou les moyennes ajustées ou la ou les pentes de la zone exposée étaient plus grandes ou plus petites que celles de la zone de référence. La section 4.0 fournit des indications sur la valeur de à laquelle on doit comparer p.

5) Il faudrait déterminer la puissance statistique des comparaisons zone de référence vs zone exposée pour le cycle de suivi en cours, et la comparer aux calculs de puissance effectués avant la réalisation de l'étude, pour voir si on a obtenu la puissance prévue pour détecter l'ampleur prédéterminée de l'effet. Cet aspect est particulièrement important si certains des paramètres pertinents qui pourraient affecter la puissance (taille de l'échantillon, a, ampleur de l'effet, écart-type) ont changé depuis le début de l'étude. De plus, ces calculs devraient être utilisés pour faire des recommandations sur la taille de l'échantillon pour les cycles de suivi ultérieurs. Voir des détails à la section 4.2.

9.2.2 Effets sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques

L'examen du potentiel d'utilisation des ressources halieutiques a pour but de déterminer si l'effluent a altéré les poissons au point de limiter leur utilisation par les humains. Le potentiel d'utilisation des poissons peut être affecté par une modification de l'apparence, une altération du goût ou de l'odeur, ou des concentrations de contaminants dans les tissus qui dépassent les seuils fixés pour la consommation humaine et les concentrations mesurées dans la zone de référence. Les tableaux 9-3 et 9-4 indiquent les mesures terminales de l'effet et les statistiques appropriées (ou les seuils des directives) qui s'appliquent dans le cas du potentiel d'utilisation des ressources halieutiques.

Tableau 9-3: Effets sur le potentiel d'utilisation des ressources halieutiques.

Mesures terminales à retenir pour déterminer les "effets" signalés par des différences statistiquement (ou autrement) significatives entre la zone exposée et la zone de référence.

Mesure terminale de l'effet	Méthode statistique (selon la mesure terminale)
Contaminants dans les tissus des poissons (mercure si applicable)	ANOVA, et évaluer en fonction des concentrations dans les tissus fixées par les directives

Tableau 9-4: Variable d'appui à retenir pour les analyses complémentaires.

Ces analyses ont un but d'information, et des différences significatives entre la zone exposée et la zone de référence ne servent pas nécessairement à signaler un "effet ".

Variable d'appui	Méthode statistique (selon la mesure terminale)
Anomalies physiques	Chi carré (un test pour chaque classe d'anomalies ; le nombre de tests dépendra du nombre de classes d'anomalies présentes chez le poisson prélevé)
Altération	ANOVA

9.2.2.1 .2 Le mercure dans les tissus des poissons

L'une des méthodes servant à évaluer le potentiel d'utilisation des poissons consiste à mesurer les concentrations de contaminants préoccupants dans les tissus des poissons prélevés dans la zone exposée et la zone de référence. Les contaminants peuvent être jugés préoccupants s'ils sont présents dans l'effluent et si des seuils pour la consommation humaine sont fixés dans des directives au sujet de ces contaminants. Les habitudes locales de consommation et les pêches commerciales devraient indiquer quelles sont les espèces de poissons et les tissus comestibles (p. ex. foie, reins, os, chair ou même poisson entier) à analyser. Le chapitre 4 donne des détails sur les méthodes permettant de déterminer si certains contaminants devraient être recherchés dans les analyses. Cette décision dépend en partie des données recueillies antérieurement sur les concentrations de contaminants dans les tissus des poissons et dans l'effluent.

Les mines sont tenues de mesurer les concentrations de mercure dans les tissus des poissons si elles détectent du mercure dans l'effluent (durant la caractérisation de l'effluent – chapitre 6) à une concentration dépassant 0,10 µg/L. Aux termes du REMM, il y a un effet sur les tissus des poissons lorsque les mesures des concentrations de mercure total dépassent 0,45 µg/L dans la zone exposée et que celles-ci sont statistiquement différentes des mesures des concentrations de mercure total dans les tissus des poissons dans la zone de référence. Parmi les autres contaminants préoccupants liés aux mines de métaux pour un site particulier, on retrouve le cuivre, le zinc, le manganèse, le cyanure, le radium et l'uranium.

Le chapitre 4 recommande d'effectuer des analyses des tissus sur cinq échantillons composites (chacun composé d'au moins huit poissons) d'une seule espèce (de préférence du même sexe) pour chacune des zones. La taille d'échantillon (n) pour l'ANOVA est donc de cinq. La répétition serait alors suffisante pour permettre de détecter une ampleur de l'effet de ± 2 ET à une puissance = 0,9, si α et β sont fixés à 0,1 (voir la section 4.0). Il faut donc accorder beaucoup d'attention à

l'ampleur de l'effet à retenir pour un contaminant préoccupant particulier, et déterminer si des répétitions supplémentaires se justifient. Si on établit que des tailles moindres de l'effet (c.-à-d. moins de 2 ET) ou des niveaux de puissance plus élevés seraient mieux adaptés au contaminant, il sera nécessaire d'accroître la taille de l'échantillon en analysant un plus grand nombre d'échantillons composites.

Le pourcentage de lipides et le pourcentage d'eau doivent être rapportés pour chaque échantillon de tissus. Ces données n'ont toutefois qu'une valeur d'information, pour aider à l'interprétation des données, et des différences statistiques dans les pourcentages de lipides ou d'eau ne constituent pas un effet.

9.2.2.2 Altération

La définition de l'altération utilisée dans l'ESEE est fondée sur *le Vocabulaire de l'analyse sensorielle de ISO 5492: 1992*, et est définit comme tout "poisson présentant une odeur ou une saveur anormale" . Dans le contexte de cette définition, l'odeur ou la saveur observé provient de sources extérieures aux poissons et n'est pas liée à un sous-produit naturel de la détérioration de la qualité due à un entreposage trop long, à la décomposition de la protéine, de la graisse ou d'autres composantes, ni due à la contamination microbienne normalement présente chez les poissons.

Le plan expérimental recommandé et la méthode d'analyse est le test de différence par rapport au témoin. On compare des échantillons de poissons traités qui ont été exposés à l'effluent soit sur le terrain soit au laboratoire et des échantillons témoins aveugles (cachés) à un échantillon témoin identifié. L'évaluation de la présence d'une différence fondée sur une caractéristique précise (altération) et le degré de différence sont cotés à l'aide d'un bulletin standard d'évaluation sensorielle.

Chaque séance d'analyse fait appel à deux échantillons témoins et deux échantillons de poissons exposés. Chaque échantillon doit être composite, et constitué d'au moins trois poissons, et de préférence de six ou plus, provenant de la même station dans une zone donnée (référence ou exposée), soit de la même cage si les cages sont utilisées, soit de la même zone de capture s'il s'agit de poissons capturés sur le terrain. En d'autres mots, les poissons devraient être prélevés à deux stations situées dans une zone de référence et à deux stations situées dans la zone exposée, composant ainsi quatre échantillons de poissons. Chacun de ces échantillons est coté " aveugle ". La concentration de l'effluent devrait être à peu près la même aux deux stations de la zone exposée.

Pour l'une des stations de la zone de référence, on produit également un échantillon " témoin connu ". Cet échantillon connu doit provenir du même échantillon composite de poissons que l'un des échantillons " témoin aveugle " de cette station. Le matériel " témoin connu " est alors présenté en même temps que chacun des échantillons " aveugles ". Les membres du jury doivent coter le goût des échantillons aveugles par rapport à l'échantillon témoin connu. On présente à un

jury composé d'au moins dix personnes quatre échantillons aveugles à coter, au cours de deux sessions au moins. On demande aux sujets de coter chaque échantillon aveugle sur une échelle de 0 à 15, 0 signalant une différence nulle par rapport au témoin connu, et 15 une très grande différence.

Les données sont alors analysées par ANOVA, selon un plan de blocs aléatoires complets, les membres du jury et les sessions constituant des blocs, et à l'aide d'un modèle à effets fixes. Les hypothèses de l'ANOVA devraient être respectées selon les indications de la section 3.1. On peut avoir recours si nécessaire à des transformations des données de façon à respecter les hypothèses de normalité et d'égalité des variances.

En somme, le plan minimum comporte 2 zones (référence et exposée) x 2 stations répétées par zone x 10 membres du jury x 2 séances. On observe un " effet " si le test F pour les zones (référence vs exposée) dans l'ANOVA est significatif. Environnement Canada (1998) donne des informations additionnelles sur le plan expérimental et sur la façon de mener l'analyse.

9.2.2.3 Anomalies physiques

Le potentiel d'utilisation des poissons peut être affecté par une modification de leur apparence. Les anomalies évidentes comprennent :

- des tumeurs et ou des lésions à la surface du corps (ce qui inclut les yeux, les lèvres, le museau, les branchies, etc.),
- des malformations de la colonne vertébrale,
- des nageoires usées, effrangées ou hémorragiques,
- d'autres malformations physiques,
- des parasites visibles.

La présence de toute anomalie physique sur un poisson devrait être signalée pour chaque poisson. Pour chaque classe d'anomalies signalée, il faudrait effectuer une comparaison entre les poissons de la zone de référence et de la zone exposée à l'aide d'un test du chi carré de la validité de l'ajustement pour les fréquences relatives. Cette information sert à mieux interpréter les effets, bien que, aux fins de l'ESEE, une différence significative ne signale pas nécessairement un " effet ". Le nombre de tests statistiques nécessaires dépendra du nombre de classes d'anomalies qui sont notées chez les poissons prélevés. La taille de l'échantillon aura été déterminée par le nombre de poissons prélevés pour l'étude des poissons. Cohen (1988) donne des indications sur la puissance d'un test du chi carré qui serait obtenue à ce niveau de répétition.

9.2.3 Effets sur la communauté d'invertébrés benthiques

Les tableaux 9-5 et 9-6 décrivent les quatre mesures terminales d'effet et les statistiques correspondantes qui s'appliquent à l'étude des communautés d'invertébrés benthiques. À la différence de l'étude des poissons, la méthode statistique employée pour déterminer s'il y a eu un

" effet " dépend du plan d'étude choisi parmi les six qui sont décrits au tableau 9-6. Pour une étude donnée, les quatre mesures terminales sont analysées à l'aide de la même méthode statistique, déterminée par le plan d'étude. La seule exception est l'approche fondée sur les conditions de référence (ACR), qui utilise une série différente de méthodes statistiques qui ne nécessite pas des comparaisons entre zones de ces quatre mesures terminales, à moins qu'elles ne soient accompagnées d'analyses ANOVA; les procédures pour ce plan d'étude sont décrites ci-après et au chapitre 5.

Tableau 9-5 : Effets sur la communauté d'invertébrés benthiques.

Mesures terminales à utiliser pour repérer les différences statistiquement significatives entre la zone exposée et la zone de référence ou le long d'un gradient d'exposition.

Mesure terminale de l'effet
Densité totale des invertébrés
Richesse taxonomique (p. ex. familles)
Indice de diversité de Simpson
Coefficient de Bray-Curtis

Tableau 9-6: Méthode statistique utilisée pour déterminer s'il y a un " effet " pour chacun des six plans d'étude

Plan d'étude	**Méthode statistique (selon le plan d'étude)**
Contrôle-impact (C-I)	ANOVA
Contrôle-impact multiple (C-IM)	ANOVA
Gradient linéaire (GL)	Régression/ANOVA
Gradient radial (GR)	Régression/ANOVA
Gradients multiples (GM)	ANCOVA
Approche fondée sur les conditions de référence (ACR)	Multivariée/ANOVA

Note : Des analyses multivariées sur les données recueillies peuvent être effectuées à l'aide de n'importe lequel des plans du tableau 9-6 pour observer la distribution des données de façon à faire ressortir les zones potentiellement préoccupantes (il ne s'agit pas de vérifier les hypothèses).

Ces plans entrent dans trois grandes catégories fondées sur des stratégies différentes :

1) les plans d'étude contrôle-impact ou contrôle-impact multiple, qui sont des plans de type ANOVA servant à détecter des différences entre des zones de référence et des zones exposées discrètes;
2) les plans à gradient (linéaire, radial ou multiple), qui visent à examiner les changements dans la structure de la communauté le long d'un gradient physique et/ou d'un gradient de l'effluent, qui conviennent le mieux aux analyses de régression ou à l'ANCOVA;
3) la méthode d'analyse multivariée de l'approche fondée sur les conditions de référence, qui compare des stations potentiellement affectées des zones d'exposition à une distribution de stations témoins.

Il faut noter que, dans certaines circonstances, des analyses ANOVA peuvent s'appliquer aux points 2) et 3) ci-dessous.

Comme c'est le cas dans l'étude des poissons, les mesures terminales du tableau 9-5 doivent être rapportées sous forme de graphiques et de tableaux pour chaque zone (référence et exposée). Les données rapportées devraient inclure la moyenne, la médiane, la valeur minimale et maximale, l'écart-type, l'erreur-type et la taille de l'échantillon. Les données du plan à gradient doivent être présentées sous forme d'un diagramme de dispersion des mesures terminales en fonction de la distance par rapport au point de rejet de l'effluent. Pour les plans à gradient sans zones discrètes, une présentation sous forme de tableau avant l'analyse principale devrait être appliquée aux statistiques sommaires station par station, l'unité d'échantillonnage étant alors un sous-échantillon de terrain plutôt que la station. Les statistiques sommaires station par station devraient aussi être présentées pour les plans de type contrôle-impact dans les cas où les sous-échantillons de terrain ne sont pas regroupés avant l'identification des taxons, bien que les statistiques sommaires clés utilisées pour déceler un effet sont celles calculées pour les zones.

Les mêmes trois grandes étapes d'analyse décrites à la section 3.1 devraient aussi être suivies pour déterminer si des " effets " statistiquement significatifs se sont produits :

1) Les données devraient être inspectées pour voir si elles satisfont aux hypothèses du test ou de la méthode statistique employée (ANOVA, ANCOVA, régression, analyse multivariée).
2) La méthode statistique appropriée (voir ci-dessous) est appliquée après l'inspection des données ainsi qu'une transformation éventuelle (ou une méthode non paramétrique).
3) Les résultats clés correspondant aux mesures terminales de l'effet (tableau 9-5) devraient alors être présentés de façon à indiquer clairement s'il y a eu un "effet " statistique, avec les détails sur la nature de l'effet (y compris la direction et l'ampleur). Là encore, un "effet " statistique est signalé si la valeur de p dépasse la valeur *a priori* de α déterminée selon les instructions de la section 4.1.

Les considérations statistiques et contraintes présentées à la section 3.1 pour les analyses ANOVA et ANCOVA s'appliquent aussi aux analyses des communautés d'invertébrés benthiques qui utilisent ces deux méthodes statistiques. Ainsi, l'inspection, l'analyse et l'interprétation des données lorsqu'on utilise l'ANOVA ou l'ANCOVA pour l'étude des communautés d'invertébrés benthiques, devraient suivre les recommandations générales présentées dans la section 3.1. L'analyse qui suit reprend et souligne certaines considérations supplémentaires qui apparaissent

lorsqu'on examine les différents plans d'étude qui ont été recommandés pour l'étude des communautés d'invertébrés benthiques.

Bien qu'il soit possible d'utiliser l'ANOVA pour analyser les données recueillies dans la plupart des plans d'étude décrits au tableau 9-6, l'ANOVA s'applique surtout aux plans contrôle-impact (C-I) et contrôle-impact multiple (C-IM). Le plus simple de ces plans est le plan C-I (ou référence/exposition). Dans les rivières, par exemple, cela consiste à définir une zone de référence (généralement en amont), et une ou plusieurs zones exposées en aval. Le chapitre 5 propose différentes façons de concevoir les plans C-I. Ce genre de plan d'étude utilise des comparaisons ANOVA entre la zone de référence et la zone exposée, une différence significative signalant un " effet ".

Le plan C-IM est semblable au plan C-I, à la différence qu'il emploie des zones de référence additionnelles qui sont situées dans des bassins ou des baies adjacents où l'habitat échantillonné est comparable à celui de la zone exposée. Ce genre de plan aide à éviter les problèmes posés par les facteurs confondants (p. ex., quand une seule zone de référence diffère d'une zone exposée sur plusieurs variables environnementales en plus de la source ponctuelle de l'effluent. Comme dans le cas du plan C-I, une différence significative entre une zone exposée et la moyenne des zones de référence, déterminée par l'ANOVA, signalerait un " effet ".

À la différence des plans C-I et C-IM, les plans à gradient linéaire et radial se prêtent mieux à l'analyse de régression. Les hypothèses de l'analyse de régression s'appliquent aussi à l'analyse des données sur les communautés d'invertébrés benthiques; elles ont déjà été décrites dans la discussion de la section 3.1 sur l'ANCOVA (la régression est une composante de l'ANCOVA). Ces hypothèses sont les suivantes :

- les résidus sont distribués de façon normale et indépendante avec une moyenne de zéro;
- la variable indépendante est fixe et mesurée sans erreur; et
- la relation a la forme spécifiée (régression linéaire).

Les plans à gradient sont particulièrement utiles 1) dans les situations où la dilution rapide de l'effluent empêche de trouver une zone exposée qui soit comparativement homogène au niveau de la concentration de l'effluent, et 2) si l'on veut déterminer sur quelle distance le long de la trajectoire de l'effluent les effets sont observés (c.-à-d. déterminer l'étendue géographique des " effets "). On peut déterminer l'étendue géographique des effets en traçant un diagramme représentant la ou les variables d'appui en fonction de la distance du point de rejet de l'effluent, et en inspectant les données pour repérer un point d'inflexion où la mesure terminale converge de façon asymptote vers la condition de référence. Les données des stations d'échantillonnage ainsi organisées pourraient aussi être utilisées, accompagnées de mesures physiques ou chimiques, dans une analyse multivariée (p. ex. ordination ou agrégation) qui identifierait les stations éloignées qui tendent à se rapprocher des stations de référence, et celles qui se rapprochent des stations nettement touchées.

Ces deux approches (représentation graphique et analyse multivariée) recherchent des patrons de distribution dans les données pour déterminer qualitativement l'étendue géographique approximative d'un effet. Il ne s'agit pas de vérifier des hypothèses et donc, dans le contexte du

programme d'ESEE, ces approches ne servent pas à signaler un " effet " avec une certitude suffisante pour justifier des mesures d'intervention, mais elles sont plutôt utiles à des fins d'information.

Néanmoins, il est possible d'utiliser des tests statistiques pour certains gradients. Dans le cas le plus simple, un " effet " statistiquement significatif serait attesté si la pente de la régression d'une mesure terminale en fonction de la distance du point de rejet de l'effluent est significativement différente de zéro (ou si le coefficient de corrélation est statistiquement significatif) (il peut être nécessaire de procéder à des transformations des données pour satisfaire aux hypothèses de linéarité). Dans ce cas, l'" effet " est un gradient relativement uniforme de valeurs de la mesure terminale à partir du point de rejet de l'effluent , plutôt qu'un " effet " dans une zone discrète donnée.

Un " effet " peut aussi être signalé par une différence significative entre la zone exposée et la zone de référence dans l'ANOVA lorsqu'on compare un groupe de stations le long du gradient proche de la fabrique ou de la mine à des stations de référence situées le long d'un gradient éloigné de la fabrique ou de la mine. Cette démarche est analogue à l'approche C-I, et suppose un certain degré d'uniformité dans l'exposition au sein du groupe de stations exposées et au sein du groupe de stations de référence. En outre, les deux groupes de stations doivent être assez éloignés pour présenter des différences nettes dans l'exposition, et il faut que dans chaque groupe le nombre de stations soit suffisant pour qu'on obtienne le degré souhaité de puissance. Selon l'emplacement des stations, ces hypothèses seront valides ou non.

Si l'on dispose d'un nombre suffisant de sous-échantillons par station, il est aussi possible d'utiliser l'ANOVA pour déterminer la présence ou l'absence d'un " effet " pour une station donnée. Cela suppose qu'on utilise comme réplicats des sous-échantillons de terrain (on traite alors les stations comme des zones), et qu'on effectue des comparaisons ANOVA station par station entre un plus grand nombre de stations de la zone rapprochée le long du gradient et un plus grand nombre de stations de référence éloignées. Cette méthode d'analyse peut servir à déterminer l'endroit sur un gradient où un " effet " disparaît au niveau de signification donné α. Cette dernière approche peut toutefois nécessiter un effort plus grand d'échantillonnage, selon le nombre de stations le long du gradient et le nombre requis de sous-échantillons par station d'après l'analyse de puissance.

Dans les cas où ces types de tests statistiques ne sont pas justifiés pour un plan à gradient donné, il sera nécessaire d'apporter des révisions à l'étude de suivi de façon à assurer qu'un test statistique approprié puisse être appliqué pendant le cycle suivant. Le plan révisé peut comporter un plus grand nombre de réplicats ciblant les zones (ou stations) clés (exposée et référence) qui doivent être comparées (p. ex. augmentation des répétitions dans la zone proche où l'exposition à l'effluent est au maximum, et dans la zone plus éloignée représentant le mieux les conditions de référence).

Dans certains cas, il peut être nécessaire de comparer les gradients de la zone exposée aux gradients de la zone de référence. C'est le cas lorsqu'un gradient environnemental coexistant (non lié à la fabrique ou à la mine), c'est-à-dire une covariable, vient confondre les effets de l'effluent

dans la zone exposée. À l'aide d'un plan à gradients multiples, il est alors possible d'effectuer des comparaisons statistiques du gradient de la zone exposée à un gradient similaire (non lié à la fabrique ou à la mine) dans une zone de référence non exposée. La profondeur et l'habitat dans les stations du gradient de référence doivent être aussi semblable que possible de ceux du gradient de la zone exposée. Il faudrait tester les " effets " potentiels de l'effluent en utilisant l'ANCOVA pour comparer les hauteurs des droites régression (moyennes ajustées) de la zone de référence et de la zone exposée tout en tenant compte de l'influence de la variable environnementale concurrente.

Ainsi, par exemple, si le gradient d'exposition à l'effluent à partir de la fabrique ou de la mine était caractérisé par une augmentation simultanée de la profondeur, on pourrait effectuer une comparaison ANCOVA avec une zone de référence où le gradient de profondeur est le même. Si les pentes des régressions de la zone de référence et de la zone exposée sur la covariable (X = profondeur) sont à peu près égales, alors une différence significative dans les moyennes ajustées indiquerait un " effet " de l'effluent sur la mesure terminale Y (p. ex. la richesse taxonomique). La section 3.1 donne des détails sur la réalisation des analyses ANCOVA et sur les différentes façons d'utiliser ces analyses pour signaler un " effet ".

L'approche fondée sur les conditions de référence (ACR) est un autre plan d'étude qui combine la recherche de patrons multivariés dans les données à des évaluations visant à déterminer si les stations exposées se retrouvent à l'extérieur d'une ellipse donnée de l'intervalle de confiance pour les stations de référence. Le concept fondamental de l'ACR est l'établissement d'une base de données sur des stations qui représentent des conditions non perturbées (stations de référence), où l'on mesure des variables biologiques et environnementales. Cette base de données sert à élaborer des modèles de prédiction qui apparient une série de variables environnementales à des conditions biologiques. Grâce à ces modèles, on peut fixer une série de mesures environnementales à effectuer à une nouvelle station, mesures qui permettront au modèle de prédire l'état biologique de cette nouvelle station. La comparaison de l'état biologique réel de la nouvelle station (zone exposée) aux conditions existant aux stations de référence auxquelles on attribue la nouvelle station permet d'évaluer s'il existe un " effet " à la station exposée.

La base de données sur les conditions de référence est établie au moyen d'un programme d'échantillonnage normalisé mis en œuvre à des échelles géographiques très diverses. Le même protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques est utilisé dans le plus grand nombre possible d'écorégions et d'ordres de cours d'eau ou de lacs, à l'échelle d'un bassin hydrographique. Un certain nombre de variables environnementales sont mesurées pendant l'échantillonnage des invertébrés. Les données recueillies sont soumises à une analyse multivariée à 3 étapes dans le cadre de laquelle :

1) un certain nombre de groupes d'invertébrés sont définis d'après la similarité de la structure des communautés auxquelles ils appartiennent;
2) les données biologiques sont mises en corrélation avec des variables environnementales, et un ensemble optimal de variables environnementales permettant de prédire la répartition dans les divers groupes est établi;
3) l'ensemble optimal de variables environnementales est utilisé pour évaluer l'état biologique des stations exposées.

La qualité de l'ajustement de la station exposée au groupe dans lequel elle a été assignée par le modèle détermine si elle diffère du groupe de référence et, le cas échéant, montre l'ampleur de l'écart qui existe. Si une station ou un groupe de stations se retrouve à l'extérieur de l'ellipse de l'intervalle de confiance déterminée statistiquement pour les stations de référence, cela signale la présence d'un " effet ". Les limites de l'ellipse de référence devraient être fixées *a priori* à partir de certaines des considérations analysées à la section 4.1. On trouvera un examen plus complet des hypothèses, des méthodes et de l'interprétation de l'ARC dans Reynoldson *et al.*, 1995, 2000.

Il faut en outre noter que, selon le calendrier et la localisation d'un programme d'échantillonnage ARC, il est aussi possible de se servir de la base de données obtenue pour faire des comparaisons ANOVA entre la zone de référence et la zone exposée en vue de déterminer s'il y a eu un " effet ". Ce type d'analyse serait analogue à un plan C-IM.

En résumé, une procédure globalement semblable à celle qui est décrite à la fin de la section 3.1 devrait aussi être suivie (avec les modifications nécessaires) pour l'étude des communautés d'invertébrés benthiques. La procédure devrait donc comporter les étapes suivantes :

1) préparation des analyses : AQ/CQ (y compris la recherche des erreurs d'entrée des données), sommaire des facteurs confondants, description du plan d'échantillonnage et du niveau taxonomique retenu, identification précise des unités d'échantillonnage utilisées pour les comparaisons statistiques (p. ex. stations plutôt que sous-échantillons), vérification de l'équivalence des substrats et des techniques d'échantillonnage parmi les diverses zones de référence et zones exposées qui sont comparées;
2) statistiques sommaires initiales (présentation sous forme de graphiques et de tableaux des moyennes, etc., tel que décrit plus haut);
3) analyses statistiques visant à tester les hypothèses pour déterminer les "effets" (ANOVA, ANCOVA, régression);
4) approches graphiques (p. ex. inspection de la forme des lignes de régression; utiliser pour rechercher les patrons de distribution dans les données plutôt qu'à déterminer les "effets");
5) analyses statistiques multivariées servant à déterminer a) les patrons de distribution dans les données et b) la position dans un espace pluridimensionnel des stations exposées par rapport aux ellipses de confiance des stations de référence; dans ce cas seul (b) peut servir à déterminer les " effets ";
6) analyses de puissance (ne s'appliquent pas aux approches graphiques ni à l'ARC).

Les mesures terminales suivantes devraient aussi être rapportées pour les communautés d'invertébrés benthiques, en incluant la moyenne, l'écart-type, les valeurs minimum et maximum et la taille d'échantillon :

- régularité,
- densité des taxons (p. ex. famille),
- proportion des taxons (p. ex. famille),
- présence/absence des taxons (p. ex. famille).

À la différence de celles du tableau 9-5, ces mesures terminales sont seulement incluses comme variables d'appui et ne font pas l'objet d'une analyse statistique pour la détermination d'" effets ". Elles peuvent toutefois servir à interpréter les effets à des stades ultérieurs (p.ex. déterminer

l'ampleur et les causes des " effets "). Elles devraient être présentées sous forme de graphiques et de tableaux pour chaque zone examinée (zone de référence et zone exposée). Il faut noter qu'il peut exister d'autres descripteurs qui seraient aussi utiles pour l'interprétation des données de suivi, en fonction de chaque site (voir une analyse dans Resh *et al.*, 1995).

9.3 Le rôle de l'analyse de puissance, de α, de β et de l'ampleur de l'effet pour déterminer les effets

9.3.1 Établissement de α et β

Dans toute évaluation statistique des " effets ", il existe un potentiel d'erreur. Quand on veut vérifier si les zones exposées diffèrent de façon significative des zones de référence, on fixe généralement une faible probabilité d'erreur de type I (α), de telle sorte qu'une population ou une communauté normale ne soit pas prise à tort pour une population ou une communauté affectée. Toutefois, le programme de suivi doit aussi être conçu de façon à offrir une probabilité raisonnablement élevée de détecter statistiquement une ampleur de l'effet (AE) prédéterminée le cas échéant. En d'autres termes, la puissance du test doit être élevée. La puissance correspond à 1-β, β étant une erreur de type II (voir ci-dessous).

En établissant une grande marge de variation par rapport à une valeur "conforme " le risque de commettre une erreur du type I est réduit en partie. Cela apparaît dans les méthodes servant à établir l'AE qui sont analysées dans le guide technique. Il faut aussi avoir recours à un effort d'échantillonnage suffisant pour réduire les erreurs de type II, en tenant compte de la faible probabilité allouée pour l'erreur de type I. Ainsi, pour déterminer quel effort d'échantillonnage est nécessaire, il faut prendre en compte et fixer *a priori* l'AE, l'erreur de type I et l'erreur de type II.

Il faut prendre des décisions sur la grandeur acceptable des erreurs de type I et de type II pour déterminer la puissance, et donc pour fixer l'effort d'échantillonnage nécessaire pour détecter l'AE recommandée.

L'erreur de type I (probabilité α) est l'erreur commise quand l'hypothèse nulle, selon laquelle il n'y a aucun effet, est rejetée alors qu'en fait elle est vraie (p. ex., une zone exposée est déclarée différente de la zone de référence alors que ce n'est pas le cas).

L'erreur de type II (probabilité β) est commise quand l'hypothèse nulle est maintenue alors qu'elle est fausse (p. ex. si la zone exposée est déclarée comme n'étant pas significativement différente de la zone de référence alors qu'elle est réellement affectée). En conséquence, α constitue le risque pour l'industrie, et β le risque pour l'environnement.

La puissance d'un test statistique est donc 1-β, la probabilité associée au fait de rejeter à juste titre l'hypothèse nulle quand elle est fausse (p. ex. la probabilité associée à l'identification correcte

d'une zone touchée). Dans un programme de suivi bien conçu avec un nombre de réplicats appropriés, le but est de garder à un bas niveau α et β, et à un haut niveau la puissance.

Comme on peut le voir avec l'équation présentée plus loin dans cette section, une façon d'accroître la puissance, étant donné un effort d'échantillonnage fixe (c.-à-d. la taille de l'échantillon), consiste à accroître α. En d'autres termes, il faut faire des compromis lorsqu'on fixe α et β. Traditionnellement, on fixe α à 0,05 pour les études expérimentales où, dans de nombreux cas, le coût d'une erreur de type II n'est pas particulièrement élevé. Cela signifie qu'une valeur α de 0,05 est utilisée de façon typique dans des situations où le but principal est d'avoir le maximum de confiance qu'un effet statistiquement significatif est réel. Par ailleurs, il y a beaucoup moins de consensus et de publications sur ce qui constitue un niveau approprié pour β. Certaines études ont proposé d'utiliser une puissance minimale de 0,8 (c.-à-d. $\beta = 0,2$; Alldredge, 1987; Cohen, 1988; Burd *et al.*,1990; Osenberg *et al.*,1994; Keough et Mapstone, 1995).

Dans de nombreux cas, cette règle empirique remonte aux travaux fondamentaux de Cohen sur l'analyse de puissance (voir Cohen, 1988), qui étaient principalement axés sur des applications en sciences du comportement. Pour ce genre d'applications, Cohen soutenait que les erreurs de type I devaient vraisemblablement être plus graves que les erreurs de type II dans les cas où la préoccupation principale était de ne pas propager des conclusions erronées fondées sur des déclarations incorrectes de différences significatives. Plus précisément, le chercheur a posé que, si l'on devait considérer les erreurs de type I comme quatre fois plus graves, il serait raisonnable de fixer α à la valeur traditionnelle (en termes d'études expérimentales) de 0,05, et de fixer β à $4 \times 0,05 = 0,2$. Il a toutefois signalé que cette règle empirique ne devrait pas être utilisée dans d'autres genres d'études où ces hypothèses ne sont pas valides.

Cette mise en garde s'applique dans les études de suivi environnemental où, à cause du coût potentiel élevé (tant écologique que financier) de la non-détection d'impacts négatifs, de nombreux chercheurs du domaine de la biosurveillance soutiennent que a devrait être fixé au moins au même niveau que β (p. ex. Alldredge, 1987; Underwood, 1993; Mapstone, 1995). En d'autres termes, on a souvent soutenu que, sauf circonstances atténuantes, le risque pour l'environnement ne devrait pas être fixé à un niveau plus élevé que le risque pour l'industrie. Il apparaît dès lors que le point de départ le plus raisonnable consiste à fixer $\alpha = \beta$, et c'est la position qu'a adoptée le programme d'ESEE. Toutefois, selon les conditions propres à chaque site, il faut parfois décider 1) de fixer $\alpha > \beta$ si l'on peut montrer que le risque pour l'environnement est plus préoccupant que le risque pour l'industrie, ou 2) de fixer $\alpha < \beta$ si l'on peut montrer que le risque pour l'industrie est plus préoccupant.

Après avoir décidé d'établir $\alpha = \beta$, il est alors nécessaire de prendre une décision quant à la valeur appropriée de α et β. Dans de nombreux cas, la décision doit être prise dans le contexte de la puissance souhaitée pour le test, de l'AE que le programme est conçu pour détecter, et des incidences sur l'effort d'échantillonnage. Ce processus décisionnel peut être illustré par un exemple tiré du chapitre 5. Dans cet exemple, on examine les effets sur la taille de l'échantillon lorsque a et b sont fixés à des niveaux différents en vue de rechercher un effet de ± 2 ET (tableau 9-7) en utilisant l'équation de l'analyse de puissance ci-dessous. Celle-ci donne une taille approximative de l'échantillon (n) en une étape pour le plan le plus simple d'ANOVA

contrôle-impact (voir aussi des détails complémentaires dans la section qui suit) (Guenther, 1981; Alldredge,1987; Environnement Canada et ministère des Pêches et des Océans, 1995) :

$$n = (2(Z_a + Z_b)^2(ET/AE)^2, + 0{,}25(Z_a)^2$$

où :

n = taille de l'échantillon
Z_a = déviation normale standard pour un niveau de signification α (erreur de type I)
Z_b = déviation normale standard pour un niveau de signification β (erreur de type II)
ET = écart-type
AE = ampleur de l'effet

Tableau 9-7: Tailles d'échantillon nécessaires pour détecter une différence de ± 2 ET

α	1-β			
	0,99	**0,95**	**0,90**	**0,80**
0,01	14	11	10	8
0,05	11	8	7	5
0,10	9	7	5	4

ET, α et β : voir ci-dessus.

S'appuyant sur le tableau 9-7 (et sur la recommandation selon laquelle l'étude des communautés d'invertébrés benthiques devrait au minimum avoir une puissance suffisante pour détecter une AE de ± 2 ET), le groupe de travail sur les invertébrés benthiques a recommandé de fixer au départ α et β à 0,1. Cela signifiait que, dans la plupart des cas, l'effort d'échantillonnage nécessiterait une taille d'échantillon de 5, ce qui se trouve dans la plage employée dans de nombreuses études benthiques (Resh et McElvray, 1993). Les calculs de l'analyse de puissance d'une ANOVA de base indiquent aussi que α et β peuvent être fixés à 0,1 pour les mesures terminales de l'étude des poissons, avec très peu d'effet (par rapport à $\alpha = 0,05$, $\beta = 0,2$) sur la taille de l'échantillon nécessaire pour obtenir le niveau de puissance recherché (1-β). L'utilisation d'un niveau de α ou de β autre que 0,1 nécessiterait une justification solide de la part du promoteur ou de l'agent d'autorisation (p. ex. fixer une valeur plus basse et plus rigoureuse pour l'erreur de type II (β) quand le risque pour l'environnement est jugé plus préoccupant). La consultation de l'agent d'autorisation peut aussi être nécessaire dans les cas où l'analyse de puissance recommande d'avoir recours à des tailles d'échantillon anormalement élevées.

Il faut aussi noter au tableau 9-7 que, si l'on augmente la taille de l'échantillon, il est possible d'obtenir des erreurs de type I et II plus basses (α et β plus bas), tout en maintenant α égal à β. Par exemple, on peut fixer α et β à 0,05, ce qui donne une puissance de 95 % de détecter une AE de ± 2 ET, en augmentant la taille de l'échantillon à 8 (voir le tableau 9-7). Le même argument s'applique à d'autres composantes de l'ESEE (p. ex. l'étude des poissons et le potentiel d'utilisation du poisson) pour diverses AE souhaitées, mais les tailles d'échantillon nécessaires seront alors différentes. Donc, le fait d'établir $\alpha = \beta$ constitue une incitation économique à mettre en œuvre un programme de suivi bien conçu et comportant les réplications nécessaires, ce qui permettra de réduire la probabilité des erreurs de type I (c.-à-d. de garder α bas), ce qui réduit la probabilité d'études complémentaires superflues. En outre, étant donné que α est lié à β, l'aptitude du programme de suivi à détecter des effets réels sera aussi accrue. Cette amélioration du plan de suivi permettra de mieux comprendre, le cas échéant, quels types d'effets surviennent.

9.3.2 Analyse de puissance : déterminer la taille d'échantillon requise, la puissance et l'ampleur de l'effet approprié

L'analyse de puissance sert deux grands objectifs dans l'ESEE :

1) au début d'une étude de suivi, calculer l'effort d'échantillonnage (taille de l'échantillon) qui sera nécessaire pour détecter une AE donnée à un niveau donné de puissance;
2) à la fin d'une étude de suivi, déterminer le niveau de puissance qui a réellement été atteint.

Nous examinons ici brièvement ces deux utilisations de l'analyse de puissance pour mettre au clair la relation entre elles.

Pendant la phase de planification d'une ESEE, on peut se servir de l'analyse de puissance pour déterminer la taille de l'échantillon requise pour mettre au point un test permettant de détecter un " effet " d'une ampleur correspondant à AE, AE ayant été déterminée avant l'échantillonnage. Avec AE, α, β et une estimation de la variabilité dans la zone de référence (p. ex. écart-type, ET), et en posant quelques hypothèses sur la distribution des données à évaluer, il est possible de mettre sur pied une stratégie d'échantillonnage scientifiquement valide. L'analyse ci-dessous décrit la procédure la plus simple (ANOVA contrôle-impact) pour déterminer la taille d'échantillon nécessaire. La taille d'échantillon signifie le nombre de poissons pour l'étude des poissons et le nombre de stations pour l'étude des communautés d'invertébrés benthiques. Dans les cas où la taille d'échantillon nécessaire calculée pour une mesure terminale (p. ex. la densité des invertébrés) est supérieure à celle qui a été calculée pour une autre mesure (p. ex. la richesse taxonomique des invertébrés), il faut retenir la taille d'échantillon la plus grande (à moins que, comme on l'a vu plus haut, la consultation de l'agent d'autorisation n'ait confirmé que cela donnerait des tailles d'échantillon excessivement élevées).

Une fois qu'on a déterminé l'AE, qu'on a choisi les niveaux de α et β, et qu'on a estimé l'ET pour la fabrique ou la mine à l'étude, ces données doivent être intégrées à l'équation de l'analyse de puissance pour calculer la taille d'échantillon nécessaire pour détecter un impact d'ampleur AE entre ou parmi les zones à un niveau donné de puissance. Pour l'option la plus simple d'AE dans le chapitre 5 (AE = $\pm$ 2 ET), les termes s'annulant, il n'est pas nécessaire de déterminer ET pour l'analyse de puissance, et le tableau 9-7 ci-dessus donne des tailles d'échantillon précalculées pour diverses valeurs de α et β.

Il faut noter que la détermination de la taille d'échantillon requise suppose que la variabilité parmi les réplicats de la zone exposée est semblable à celle de la zone de référence. Bien que les ANOVA soient relativement robustes en cas de non-respect des hypothèses de normalité, si la variance dans une zone exposée est beaucoup plus élevée (ou plus basse) que celle de la zone de référence, les comparaisons ANOVA ne seront pas nécessairement adéquates, à moins qu'on ne puisse homogénéiser les variances par transformation. Dans les cas où les variances de la zone exposée et de la zone de référence restent significativement différentes même après la transformation, l'analyse de puissance décrite ici peut surestimer ou, plus vraisemblablement, sous-estimer le nombre de stations d'échantillonnage nécessaire. On peut avoir recours à des tests non paramétriques; toutefois, l'estimation de la puissance décrite ici ne sera plus pertinente. Dans

certains cas, des variances inégales peuvent être un artéfact d'un sous-échantillonnage insuffisant sur le terrain. Voir les détails dans le chapitre sur la communauté d'invertébrés benthiques.

Pour un plan simple d'ANOVA contrôle-impact, la taille d'échantillon (nombre de stations répétées par zone de référence et zone exposée) jugée nécessaire pour détecter une AE donnée à un niveau de puissance donné peut se calculer par adaptation de l'équation standard de l'analyse de puissance, comme suit (Green, 1989) :

$$n = 2(t_a + t_b)^2(ET/AE)^2$$

où :

n = taille de l'échantillon
t_a = valeur de t pour un niveau de signification α (erreur de type I; test bilatéral)
t_b = valeur de t pour un niveau de signification β (erreur de type II; test unilatéral)
ET = écart-type
AE = ampleur de l'effet

On résout l'équation de façon itérative en choisissant une valeur approximative de n pour examiner t_a et t_b, puis en se servant de la solution pour trouver une valeur plus précise de n; on répète la procédure jusqu'à ce qu'on arrive à une estimation finale pour n. Par ailleurs, l'équation présentée à la section 4.1 peut servir à résoudre approximativement n en une seule étape. Il existe des tableaux de valeurs précalculées de n (plus détaillés que le tableau 9-7) pour diverses valeurs de α, β et AE (Alldredge, 1987; Cohen, 1988; Environnement Canada et ministère des Pêches et Océans, 1995).

Les lecteurs trouveront dans la littérature pertinente (p. ex. Cohen, 1988) des indications sur l'analyse de puissance et des tableaux permettant de déterminer la taille d'échantillon pour les plans de suivi utilisant la régression, l'ANCOVA et le test du chi carré. Comme dans le cas du plan , l'analyse de puissance de ces autres plans nécessitera aussi une décision *a priori* sur la valeur appropriée d'AE. Comme on le verra ci-dessous, il s'agira vraisemblablement d'un processus évolutif. Pour les analyses de régression, Cohen (1988) propose une table de conversion des AE passant des unités d'ET à un coefficient de corrélation (r), et, dans certains cas, il peut être raisonnable d'utiliser cette valeur de r pour calculer la taille d'échantillon approximative nécessaire dans un plan à gradient de type régression. Par exemple, à partir de certaines hypothèses, l'auteur montre que l'utilisation d'une AE de 2 ET équivaut à utiliser un $r = 0,707$ (ou $r^2 = 0,5$). Bien que l'équivalence exacte dépende des hypothèses en cause, il peut être acceptable d'utiliser cette conversion (peut-être avec un facteur de correction) pour obtenir une AE convenant à des analyses de type régression. L'auteur fournit ensuite des tableaux permettant d'examiner les tailles d'échantillon nécessaires pour diverses valeurs de r, α et β.

On peut donc utiliser l'analyse de puissance au début d'une étude pour calculer la taille d'échantillon nécessaire pour détecter une AE prédéterminée, mais l'équation ci-dessus peut aussi être adaptée pour calculer la puissance qui a été atteinte dans une étude qui vient de se terminer.

Pour cela, on résout l'équation pour β plutôt que pour n (puissance = 1-β). La valeur employée pour a est celle qui sert à faire les comparaisons statistiques entre la zone de référence et la zone exposée (comme on l'a vu aux sections 3 et 4.1). Il faut baser l'AE sur l'estimation la plus à jour de l'ampleur d'un effet que le programme d'ESEE voudrait être en mesure de détecter (voir ci-dessous). L'analyse de puissance doit aussi inclure la taille d'échantillon employée pendant l'étude, et l'écart-type calculé (ou une mesure équivalente de variabilité, comme la racine carrée de l'EQM d'une ANOVA ou d'une ANCOVA), qui a servi à effectuer les comparaisons statistiques entre la zone de référence et la zone exposée. Il est particulièrement important d'effectuer cette analyse de puissance à la fin d'une étude s'il y a eu une modification de l'un des paramètres pouvant modifier la puissance (1-β) et qui ont été utilisés ou calculés au début de l'étude (c.-à-d. α, AE, n, ET). Si aucun de ces paramètres (ou procédures statistiques prévues) n'a changé, l'analyse de puissance post-étude sera vraisemblablement une révision de l'analyse de puissance effectuée au début de l'étude. Il faut aussi signaler qu'il est parfois utile de remanier l'équation de l'analyse de puissance pour calculer l'AE que l'étude devrait en principe être en mesure de détecter, étant donné la taille d'échantillon employée et les niveaux désignés de α et β (c.-à-d. résoudre l'équation pour AE). Enfin, l'information obtenue en effectuant des analyses de puissance post-étude devrait aussi servir à orienter le plan d'étude (particulièrement l'effort d'échantillonnage) pour le prochain cycle de suivi.

Les chapitres portant sur les poissons (chapitre 4) et les communautés d'invertébrés benthiques (chapitre 5) donnent des indications sur la façon de fixer des AE appropriées à chaque type de plan d'étude. Étant donné les lacunes actuelles d'information sur les AE appropriées (voir Lowell, 1997), le processus de sélection des AE sera vraisemblablement évolutif. En conséquence, il faudrait réévaluer au début et à la fin de chaque cycle de suivi les AE couramment utilisées, et les rajuster si nécessaire. En outre, lorsqu'on évalue les tendances temporelles des " effets ", il faut accorder une attention particulière aux AE utilisées pour déterminer les tailles d'échantillon pendant les cycles de suivi antérieurs. Dans certains cas, on peut établir que la réplication effectuée pendant les cycles de suivi antérieurs était insuffisante pour assurer une puissance adéquate permettant de détecter les AE nouvellement rajustées. Dans de tels cas, la puissance trop basse employée dans les cycles antérieurs a peut-être occasionné l'omission d'effets importants, et peut-être plus subtils.

Pour éviter la confusion, il faut signaler que le terme " ampleur de l'effet " (ou taille de l'effet) est parfois utilisé à d'autres fins selon trois concepts différents :

1) Le premier est l'ampleur d'un effet qui est réellement mesurée dans une étude donnée (p. ex. une étude peut mesurer une baisse de 10 % de le poids relatif des gonades en amont d'une décharge d'effluent par rapport à une zone de référence).
2) Le second concept correspond à la "taille critique de l'effet"; il s'agit d'une valeur prédéterminée qui renvoie à ce qui serait considéré comme un effet d'ampleur suffisante pour avoir une importance écologique, économique ou sociale.
3) Le troisième type d'ampleur de l'effet est celui que nous utilisons dans ce document (AE dans les équations ci-dessus) pour calculer l'effort d'échantillonnage nécessaire et pour déterminer la puissance statistique; cette valeur est aussi prédéterminée.

Comme on l'a déjà noté, l'AE utilisée ici pour déterminer l'effort d'échantillonnage n'implique pas nécessairement qu'un effet de cette ampleur aura une signification sur le plan écologique, économique ou social. On l'établit plutôt à partir de l'ampleur d'un effet que le programme d'ESEE serait en mesure de détecter. Cette ampleur sera vraisemblablement basée au moins en partie sur une idée *initiale* de ce qui constituerait un effet important sur le plan écologique (ou autre). Mais on peut décider par la suite que des effets plus grands ou plus petits sont intéressants dans la perspective de mesures correctrices. Par exemple, l'AE pour le poids relatif des gonades des poissons peut être fixée à ±25 % au début d'une étude en vue de déterminer l'effort d'échantillonnage. Toutefois, après l'étude, on peut décider qu'un effet de 10 % est inacceptable à cause des priorités fixées par les intervenants locaux. De même, on peut par la suite décider qu'un effet de 40 % dans une zone délimitée pourrait être acceptable à cause des préoccupations économiques locales. En conséquence, l'AE utilisée pendant une étude se rapporte à une "taille critique de l'effet", sans nécessairement lui être égale, qui sert à prendre des décisions sur la nécessité de mesures correctrices.

9.4 Méthodes alternatives de suivi pour les études sur les poissons et les communautés d'invertébrés benthiques

Pour l'ESEE des mines de métaux, on a recommandé comme méthodes alternatives potentielles : 1) l'installation de bivalves en cage pour des bioessais sur place (étude des poissons), 2) un élargissement des essais de toxicité sublétale (étude des poissons) et 3) des bioessais sur place dans des mésocosmes (étude des poissons et des communautés d'invertébrés benthiques); ces méthodes sont recommandées pour le suivi lorsque des facteurs confondants ou des conditions de terrain difficiles réduisent l'utilité des études standard. Le chapitre 12 fournit des détails quant à l'utilisation de ces méthodes dans le cadre du programme ESEE.

La documentation sur les mésocosmes au chapitre 12 donne des détails pour l'application aux études ESEE. Le plan le plus vraisemblable pour une ESEE en mésocosme serait l'équivalent d'une comparaison ANOVA d'une zone de référence à une zone exposée. C'est-à-dire que les mesures terminales recueillies dans ces mésocosmes répétés reproduisant les conditions de référence seraient comparées aux mêmes mesures terminales prises dans des mésocosmes répétés reproduisant les conditions de la zone exposée.

Pour l'étude des poissons, il serait nécessaire de choisir des mesures terminales présentant un temps de réponse assez rapide pour qu'un effet potentiel soit détecté pendant la période où les poissons sont exposés dans les mésocosmes. Les mesures terminales qui pourraient être utilisées sont notamment la croissance individuelle, le coefficient de condition, le poids du foie, la taille des gonades et le délai jusqu'à la maturité. Pour détecter des changements dans ces mesures terminales pendant la durée d'une période typique d'exposition en mésocosme (p. ex. 30 jours), il peut être nécessaire de suivre individuellement des poissons (p. ex. pour la croissance) ou des groupes de poissons qui ont tous commencé le traitement à peu près à la même taille (p.ex. pour le poids du foie). Les mesures terminales seront choisies en fonction des exigences et des contraintes de chacune des études.

Si les poissons sont choisis de façon à se trouver tous dans une classe de taille/âge relativement étroite, il ne sera pas nécessaire d'utiliser l'ANCOVA pour prendre en compte l'influence de la covariable taille/âge sur les mesures terminales. Dans ce cas, de simples comparaisons ANOVA pourraient être utilisées pour toutes les mesures terminales. Si la faible disponibilité des poissons nécessitait de retenir une fourchette taille/âge plus large, il pourrait être nécessaire d'avoir recours à des comparaisons ANCOVA pour certaines des mesures terminales afin de tenir compte des effets de la taille et de l'âge, comme on l'a vu à la section 3.1. Dans un cas comme dans l'autre, les méthodes d'analyse des données présentées à la section 3.1 s'appliquent.

Les trois étapes des principales analyses statistiques seraient donc :
1) Inspecter les données pour voir si les hypothèses de l'ANOVA ou de l'ANCOVA sont respectées, et procéder aux transformations des données nécessaires.
2) Effectuer les comparaisons statistiques appropriées (y compris par des méthodes non paramétriques, si nécessaire).
3) Indiquer clairement s'il y a ou non des " effets " statistiquement significatifs et, si c'est le cas, indiquer la direction et l'ampleur de ces " effets ". Comme pour l'étude de terrain, la signification sera établie en fonction d'une valeur a choisie *a priori*, comme on l'a vu à la section 4.1.

Ici encore, comme on l'a vu à la section 3.1, on applique les mêmes étapes globales de préparation, de présentation et d'analyse des données :
1) préparation des analyses,
2) statistiques sommaires initiales,
3) analyses ANOVA et/ou ANCOVA (ce qui inclut les trois grandes étapes d'analyse statistique exposées plus haut),
4) analyses de puissance.

Noter qu'il est aussi possible d'utiliser les poissons d'une étude en mésocosme pour le volet du potentiel d'utilisation des poissons de l'ESEE, à condition que la mesure terminale de l'effet ait un délai de réponse qui ne dépasse pas les durées d'exposition typiques des études en mésocosme. Dans ce cas, les mesures terminales et les méthodes statistiques seraient celles de la section 3.2.

Certaines considérations s'appliquent seulement à une étude de type mésocosme. Par exemple, le fait que les conditions expérimentales soient contrôlées se traduit vraisemblablement par une moindre variabilité dans le milieu de référence et le milieu exposé par rapport aux données de terrain. Il peut ainsi être possible d'atteindre des niveaux équivalents de puissance statistique en utilisant des tailles d'échantillon plus petites que celles qui sont employées sur le terrain. De même, il est possible d'atteindre des niveaux supérieurs de puissance ou de déceler des ampleurs d'effet plus petites tout en utilisant les mêmes tailles d'échantillon que celles qui sont employées sur le terrain. En fait, il peut même être souhaitable de disposer d'une puissance suffisante pour détecter des ampleurs d'effet plus petites dans les études en mésocosme que dans les études de terrain, étant donné que les durées d'exposition sont typiquement plus courtes dans les études en mésocosme. Cela signifie (si l'on utilise des chiffres hypothétiques) qu'un changement de 10 % induit par l'effluent sur une période d'exposition de 30 jours dans une étude en mésocosme peut

être équivalent à un changement de 25 % sur une période beaucoup plus longue d'exposition sur le terrain.

De plus, étant donné que la mise en cage peut faire apparaître des artéfacts, il peut être nécessaire d'utiliser non pas des poissons pris individuellement comme unité d'échantillonnage pour la réplication (comme c'est le cas sur le terrain), mais de prendre les enclos expérimentaux (mésocosmes) comme unités d'échantillonnage. En d'autres termes, le fait d'utiliser simplement deux mésocosmes constituant des unités (une pour la référence et une pour l'exposition), avec 20 poissons dans chaque cas, peut ne pas être valide parce qu'il n'est peut-être pas possible de séparer les effets de l'effluent des effets dus à des différences subtiles dans les enclos expérimentaux eux-mêmes. Il s'agit là d'un exemple de facteurs confondants potentiels dus à la " pseudoréplication " (Hurlbert, 1984).

Par rapport à l'étude des poissons, il peut être encore plus direct de substituer des études en mésocosme au suivi des communautés d'invertébrés benthiques sur le terrain, tout au moins en termes de plans et d'analyses statistiques. Comme dans le cas de l'étude des poissons, il faudrait alors suivre les étapes décrites à la section 3.3 pour la préparation, la présentation et l'analyse des données. En outre, étant donné le cycle relativement court des changements dans la structure des communautés d'invertébrés à l'intérieur des mésocosmes, on peut envisager d'utiliser les mêmes mesures terminales de l'effet que dans l'étude des invertébrés sur le terrain (tableau 9-5). Le plan d'étude le plus vraisemblable serait analogue au plan contrôle-impact (tableau 9-6), avec des comparaisons ANOVA entre les mésocosmes répétés correspondant à la zone de référence et à la zone exposée. L'unité d'échantillonnage serait alors le mésocosme (ce qui est équivalent aux " stations " dans l'étude de terrain). Comme dans le cas des mésocosmes utilisés pour les poissons, le contrôle de la variabilité dans les conditions expérimentales peut permettre d'obtenir une plus grande puissance statistique ou de détecter des ampleurs d'effet plus petites (en termes de % de changement) en utilisant les tailles d'échantillon généralement employées sur le terrain. Cet accroissement de la *précision* est l'un des avantages les plus fréquemment cités de l'usage des mésocosmes par rapport à l'échantillonnage de terrain, et doit être évalué en fonction du désavantage que représente une baisse potentielle de l'*exactitude* due à l'usage d'une simulation (aussi réaliste que possible) des conditions réelles de terrain.

9.5 Toxicité sublétale

Les deux principales utilisations des résultats des tests de toxicité sublétale consistent à repérer les écarts dans la qualité de l'effluent et à comprendre la contribution relative de l'effluent d'une mine dans des situations de rejets multiples. Ces utilisations ne sont pas examinées plus en détail ici, sinon pour préciser que les moyennes ajustées et les intervalles de confiance des mesures terminales de la toxicité sublétale (CI_{25} ou CE_{25}) devraient être présentées sous forme de tableaux et de graphiques pour dégager les tendances. On trouvera au chapitre 7 des instructions complémentaires sur les façons d'utiliser ces mesures terminales comme information supplémentaire pour délimiter la zone d'effets potentiels. De plus, il serait bon de comparer

qualitativement les résultats des essais de toxicité sublétale aux composantes correspondantes des essais de terrain pour voir s'il existe un lien entre les essais de terrain et les essais de laboratoire.

Étant donné que les essais de toxicité sublétale sont axés sur la caractérisation de l'effluent, la présente section ne décrit pas de mesures terminales des " effets " pour ces essais, comme on l'a fait aux tableaux 1-3 pour les études des poissons et des invertébrés et pour le potentiel d'utilisation du poisson. Toutefois, en l'absence d'" effets " pour certaines mesures terminales concernant les poissons et les invertébrés, les données fournies par les essais de toxicité sublétale peuvent signaler la nécessité de pousser plus avant le suivi, mais il ne s'agit pas là d'une exigence. Par exemple, des essais de toxicité sublétale sur les algues peuvent indiquer une toxicité potentielle pour les communautés algales, effets qui n'apparaissent pas nécessairement dans les études de suivi de poissons ou d'invertébrés. Dans ce cas, les résultats des essais de toxicité sublétale peuvent indiquer la nécessité d'un suivi supplémentaire. En ce qui concerne les indicateurs potentiels de la qualité de l'eau et des sédiments, on peut formuler des arguments similaires sur la nécessité d'un suivi supplémentaire.

9.6 Références

Alldredge, J.R. 1987. Sample size for monitoring of toxic chemical sites. Environ. Monit. Assess. 9:143-154.

Burd, B.J., A. Nemec, R.O. Brinkhurst. 1990. The development and application of analytical methods in benthic marine infaunal studies. Adv. Mar. Biol. 26: 169-247.

Cohen, J. 1988. Statistical power analysis for behavioral sciences, 2nd Ed. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, NJ.

Draper, N.R. and H. Smith. 1981. Applied regression analysis. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.

Environnement Canada. 2001. Guide pour la détermination des mesures à prendre après la détection d'effets dans le cadre de l'étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE). Ébauche. Hull, QC.

Environnement Canada. 1998. Guide technique pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les fabriques de pâtes et papiers. ESEE/1998/1.

Environnement Canada et Pêches et Océans Canada (EC/MPO). 1995. Guide supplémentaire pour le recensement des poissons adultes dans l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique visés par la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral. ESEE 1. Environnement Canada, Ottawa, Ont. 72 pp.

Guenther, W.C. 1981. Sample size formulas for normal theory *T* tests. Am. Stat. 35: 243-244.

Organisation internationale de normalisation (ISO). 1992. Analyse sensorielle - Vocabulaire. Organisation internationale de normalisation, Genève, Suisse. ISO 5492.

Keough, M.J. and B.D. Mapstone. 1995. Protocols for designing marine ecological monitoring associated with BEK mills. Technical Report Series No. 11, National Pulp Mills Research Program, CSIRO, Canberra, AU.

Lowell, R.B. 1997. Discussion paper on critical effect size guidelines for EEM using benthic invertebrate communities. EEM/1997/8. Environment Canada, Hull, QU.

Mapstone, B.D. 1995. Scalable decision rules for environmental impact studies: effect size, Type I and Type II errors. Ecol. Appl. 5:401-410.

Osenberg, C.W., R.J. Schmitt, S.J. Holbrook, K.E. Abu-Saba and A.R. Flegal. 1994. Detection of environmental impacts: natural variability, effect size and power analysis. Ecol. Appl. 4: 16-20.

Peters, R.H. 1983. The ecological implication of body size. Cambridge University Press, New York. 329 pp.

Resh, V.H. and E.P. McElravy. 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates, p. 159-194. In Rosenberg, D.M. and V.H. Resh. (ed.) Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.

Reynoldson, T.B., K.E. Day and T. Pascoe. 2000. The development of the BEAST: a predictive approach for assessing sediment quality in the North American Great Lakes, p. 165-180. *In* Wright, J.F., D.W. Sutcliffe and M.T. Furse (ed.), Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Assoc. Ambleside, U.K.

Reynoldson, T.B., R.C. Bailey, K.E. Day, R.H. Norris. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on benthic assessment of sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. Austral. J. Ecol. 20: 198-219.

Sokal, R.R. and F.J. Rohlf. 1995. Biometry, 3rd Ed. W.H. Freeman, New York.

Underwood, A.J. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. Austral. J. Ecol. 18:99-116.

Annexe 1.1 Questions sommaires pour l'étude des poissons

Les points ci-dessous donnent des indications sur certaines des questions clés qui devraient être abordées quand on résume les résultats d'une étude des poissons, le cycle 2 des pâtes et papiers servant d'exemple.

1. Énumérer les facteurs confondants possibles et l'étendue géographique de leurs effets.

2. A-t-on utilisé une méthode alternative autre que l'étude des poissons standard?
3. Quelles espèces ont été étudiées?
4. Si elles sont différentes de celles du cycle 1, pourquoi ce changement?
5. Les tailles d'échantillon sont-elles basées sur l'analyse de puissance? Indiquer les écarts-types, les niveaux de puissance, etc. de départ.
6. Indiquer le nombre de poissons prélevés; les méthodes employées; la quantité d'engins employés; le nombre de jours d'effort. Quelle était la valeur de l'indice CPUE (le cas échéant)?
7. Les données ont-elles été recueillies dans plus d'une zone exposée ou d'une zone de référence?
8. La zone de référence pose-t-elle des problèmes?
9. A-t-on des doutes au sujet des déplacements entre les zones?
10. A-t-on eu recours à un traceur?
11. Observe t-on des différences statistiquement significatives entre les zones qui augmentent la confiance relativement à l'absence de mélange des poissons?
12. A-t-on inclus des poissons immatures dans les analyses des poissons adultes? (Note : pour la plupart des espèces, un IGS < 1 % représente un poisson immature.)
13. Existe-t-il des indications que l'une ou l'autre des espèces puisse avoir des adultes qui frayent une année sur deux (p. ex. l'IGS > 1 %, mais les IGS des adultes sont bimodaux)?
14. Peut-on calculer la puissance pour le cycle 3?

ANALYSES ANOVA

1. Existait-il une différence statistiquement significative dans l'âge selon l'espèce ou le sexe (valeur de *p*; différence en %; quelle moyenne était la plus grande)?
2. Existait-il une différence statistiquement significative dans le poids?
3. Existait-il une différence statistiquement significative dans la longueur?
4. Le fait d'inclure les poissons immatures dans l'analyse améliore-t-il le potentiel d'interprétation?
5. Peut-on trouver dans les données sur les poissons prélevés de l'information sur la taille ou l'âge à la maturité?

ANALYSES ANCOVA

1. Pour le coefficient de condition
   - les régressions étaient-elles significatives?
   - les pentes étaient-elles approximativement égales entre zones (c.—à-d. absence d'un terme d'interaction significatif pour la covariable vs la zone)?

   Si oui, la représentation graphique des données a-t-elle fourni des informations interprétable? Si les pentes étaient égales, y avait-il une différence significative entre les zones? Si oui, quelle est la zone pour laquelle la moyenne ajustée était le plus grand? Quelle était la

différence en % dans la pente si les pentes étaient significativement différentes? Quelles étaient les valeurs de *p* pour les comparaisons des pentes et des moyennes ajustées?

2. Mêmes questions pour la taille selon l'âge, la taille des gonades, le poids du foie, la taille des œufs et la fécondité.

Annexe 1.2 Tableau-synthèse de l'étude des poissons

Ce tableau présente de brefs exemples hypothétiques de certains des résultats clés qui pourraient servir à faire la synthèse des constats d'une étude des poissons, en prenant pour exemple le cycle 2 des pâtes et papiers.

INFORMATION GÉNÉRALE	Fabrique 1
A-t-on réalisé une étude des poissons?	oui
Sinon, pourquoi?	S.O.
A-t-on utilisé une autre méthode?	non
Facteurs de confusion (décrire)	aucun
Espèce sentinelle du cycle 1	poulamon
Espèce sentinelle du cycle 2	choquemort
Emplacement de la zone de référence pour les poissons	(voir les cartes)
Utilisation d'un traceur?	la somme des acides déhydroabiétique, isopimarique et abiétique dans les zones exposées était 1,3 x plus élevée pour les mâles et 1,8 x plus élevée pour les femelles *pas de réplication ni de test statistique*
Déplacements entre la zone de référence et la zone exposée?	peu vraisemblables (voir texte)
CAPTURE DES POISSONS	
Taille d'échantillon cible (analyse de puissance)	pour le cycle III, l'analyse de puissance recommande : - 20 mâles (pour détecter une différence de 10 % dans le poids des gonades) - 40-50 femelles (pour détecter une différence de 20-30 % dans le poids des ovaires)
Méthode de prélèvement	pièges à ménés appâtés et seines
Méthode différente de celle du cycle 1?	oui, ajout de seines
Date(s) de prélèvement	18 & 19 mai (zone exposée) 20 & 21 mai (zone de référence)
Nombre de poissons	zone exposée - 26 femelles, 35 mâles, 1 immature zone de référence - 22 femelles, 25 mâles
CPUE	8,6
Les immatures affectent-ils les calculs statistiques?	Non
Méthode de détermination de l'âge	écailles dorsales & otolithes
Géniteur fractionné?	Oui
Problèmes à la capture?	pas de choquemorts dans les pièges appâtés, captures seulement à marée haute

RÉSULTATS POUR LES POISSONS	
Sexe	femelle
Âge : valeur de *p*	0,006
Âge : différence en %	26 % plus jeunes dans la zone exposée
Poids selon l'âge : pentes significativement différentes de 0?	oui (zone de référence - p=0,023) (zone exposée - p=0,011)
Poids selon l'âge : interaction significative?	non, p=0,716
Poids selon l'âge : valeur de *p* pour les moyennes ajustées	p= 0,812
Poids selon l'âge : différence en % entre les moyennes ajustées	différence non significative
Coefficient de condition : pentes significativement différentes de 0?	oui (zone de référence - p=0,001) (zone exposée - p=0,001)
Coefficient de condition : interaction significative?	oui, p=0,0486
Coefficient de condition : différence en % dans les pentes	pente plus forte de 8,54 % dans la zone exposée
Poids relatif du foie : pentes significativement différentes de 0?	non (zone de référence - p=0,681) (zone exposée - p=0,552) (poids corporel comme covariable)
Poids du foie (sans covariable) : valeur de *p*	0,524
Poids relatif des gonades : pentes significativement différentes de 0?	non (zone de référence - p=0,097) (zone exposée - p=0,227 (poids corporel comme covariable)
Poids des gonades (sans covariable) : valeur de *p*	0,229
Quelle a été l'ampleur du changement dans : âge moyen dans la zone de référence moins âge moyen dans la zone exposée, du cycle 1 au cycle 2 (c.-à-d. changement temporel)?	25 % de moins de différence d'âge dans le cycle 2
Les graphiques ont-ils fourni des données interprétables?	Oui

Annexe 2.1 Questions sommaires pour les communautés d'invertébrés benthiques

Les points ci-dessous donnent des indications sur certaines des questions clés qui devraient être abordées quand on résume les résultats d'une étude sur la communauté d'invertébrés benthiques, le cycle 2 des pâtes et papiers servant d'exemple.

1. Identifier les facteurs confondants possibles et l'étendue géographique de leurs effets.
2. A-t-on utilisé une méthode alternative au lieu de l'étude standard sur les invertébrés?
3. Quelles mesures terminales ou variables sommaires ont été employées pour détecter les effets?
4. Quel niveau taxonomique a été retenu?
5. À quelles étapes a-t-on appliqué l'AQ/CQ?
6. Taxinomie
7. Sous-échantillonnage
8. Tri
9. Entrée des données

10. Quel plan d'étude a-t-on utilisé, et est-ce différent du cycle 1?
11. Le plan d'étude nécessite-t-il des modifications supplémentaires pour le cycle 3?
12. Combien de zones de référence et de zones exposées a-t-on échantillonnées?
13. A-t-on échantillonné de multiples habitats (p. ex. zone de sédimentation vs zone d'érosion)?
14. Quelles variables environnementales a-t-on mesurées (p. ex., eau douce - granulométrie, COT; eau de mer - potentiel d'oxydoréduction, rapport C/N)?
15. Quelle échelle de réplication a-t-on employée (sous-échantillon de terrain ou station); est-ce différent du cycle 1?
16. La taille d'échantillon a-t-elle été fondée sur des analyses de puissance antérieures ?
17. Quel dispositif d'échantillonnage a-t-on utilisé, et est-ce différent du cycle 1?
18. Quel taille de maille de tamis a-t-on utilisé, et est-ce différent du cycle 1?
19. Quelles méthodes de sous-échantillonnage a-t-on utilisées, et est-ce différent du cycle 1?
20. Quelles méthodes d'analyse des données a-t-on utilisées?
21. L'interprétation était-elle basée sur des différences quantitatives ou qualitatives, ou les deux (p. ex., ANOVA vs droite de régression)?
22. Quelles mesures terminales ont montré un effet associé à l'exposition, et quelle était la nature du changement (p. ex., direction et ampleur du changement de la mesure terminale)?
23. L'effet peut-il être partiellement ou en totalité attribué à l'effluent?
24. S'il n'y a eu aucun effet statistiquement significatif, la puissance était-elle suffisante?
25. Peut-on calculer la puissance (et l'effort d'échantillonnage nécessaire) pour le cycle 3?
26. A-t-on noté une différence dans la réponse associée à l'exposition à l'effluent entre le cycle1 et le cycle 2?

Annexe 2.2 Tableau-synthèse pour l'étude des communautés d'invertébrés benthiques

Ce tableau présente de brefs exemples hypothétiques de certains des résultats clés qui pourraient servir à faire la synthèse des constats d'une étude des communautés d'invertébrés benthiques, en prenant pour exemple le cycle 2 des pâtes et papiers.

	Fabrique 1	Fabrique 2
Mesures terminales servant à signaler les effets		
Abondance	oui	oui
Richesse	oui	oui
Simpson	oui	non
Bray-Curtis	oui	non
Autres (préciser)	taxons EPT	Shannon-Weaver, régularité
Niveau taxonomique retenu		
Le plus bas possible	oui	non
Famille	non	famille pour la plupart
Supérieur à la famille	non	nématodes : jusqu'au phylum
AQ/CQ		
Identification taxonomique	oui	oui
Sous-échant.illon au lab.	oui	oui
Tri des échantillons	oui (95 % de récup.)	oui (98 % de récup.)
Entrée des données	oui	oui
Plan d'étude choisi		
Contrôle- impact	oui	non

Contrôle- impact multiple	non	non
Gradient linéaire	non	oui
Gradient radial	non	non
Gradient multiple	non	non
Approche fondée sur les conditions de référence (ACR)	non	non
Autres (préciser)	non	non
Zones échantillonnées		
Nombre de zones de référence	2	S.O.
Nombre de zones exposées	2	S.O.
Réplication dans les zones		
Nombre de stations/habitat de référence	5 (érosion) 5 (sédimentation)	S.O.
Nombre de stations/habitat - zone exposée	5 (zone rapprochée, érosion) 5 (zone éloignée, sédiment.)	S.O.
Nombre de stations par gradient		15 (dépôt)
Habitats échantillonnés		
Rivière - érosion	oui	non
Rivière - sédimentation	oui	non
Lac - érosion	non	non
Lac - sédimentation	non	oui
Intertidal - dur	non	non
Intertidal - mou	non	non
Infratidal - dur	non	non
Infratidal - mou	non	non
Estuaire	non	non
Proportionnel à l'occurrence	non	non
Autres	non	non
Formation de la masse d'eau réceptrice		
naturelle/anthropique	naturelle	naturelle
Variables de l'habitat		
Mesurées?	granulométrie, COT, vitesse	granulométrie, COT
Sous-échantillons de terrain		
Date d'échantillonnage	2-5 oct. 1998	15-20 sept. 1999
Nombre de sous-échantillons par station	3	4
Groupés?	oui	non
Engin d'échantillonnage employé (préciser)	Neill-Hess, Ponar	Ekman
Maille de tamis employée (mm)	500	500
Sous-échantillonnage en laboratoire		
Méthode de sous-échantillonnage	boîte de Marchant	sous-échantillonneur conique
Méthodes d'analyse des données		
ANOVA	oui	non
ANCOVA	non	non
Régression	non	oui (tentative)
Autres	analyse des correspondances	composantes principales
Interprétation		
La présence de l'effet a-t-elle été déterminée quantitativement?	oui (ANOVA)	impossible de faire l'analyse; voir les commentaires ci dessous
À quoi l'effet a-t-il été attribué?	effluent combiné fabrique-eaux urbaines	S.O.
La présence de l'effet a-t-elle été déterminée qualitativement?	oui (analyse des correspondances)	oui (diagramme de dispersion)
À quoi l'effet a-t-il été attribué?	effluent combiné fabrique-eaux urbaines	effluent de la fabrique

Quelles mesures terminales ont répondu?	abondance supérieure de 66 % dans la zone proche (ANOVA)	abondance en baisse de 70 % avec l'augmentation de l'exposition (diagramme de dispersion)
	altération des assemblages de taxons dans le champ proche (analyse des correspondances)	richesse en baisse de 46 % avec l'augmentation de l'exposition (diagramme de dispersion)
Choix de la taille d'échantillon à partir des analyses de puissance	oui	non
La puissance était-elle suffisante?	oui	S.O.
La puissance peut-elle être calculée?	oui	oui
A-t-on noté une différence par rapport au cycle 1?	oui	oui
Quelle était la différence par rapport au cycle 1?	moins d'indications d'un enrichissement	plus d'indications de toxicité
Commentaires (p. ex., facteurs de confondants)		
	appliquer une autre méthode pour séparer les effets de l'effluent de la fabrique et des eaux urbaines	le gradient d'effets ne semble pas linéaire; il faut refaire le plan d'étude de terrain pour permettre une détermination quantitative des effets

Tables des matières

10. Participation du public à l'ESEE des mines de métaux 10-1

10.1 Vue d'ensemble 10-1

10.2 Objectif et portée potentielle de la participation du public à l'ESEE 10-2

10.3 Mécanismes de participation du public 10-3

10.3.1 Mécanismes permanents 10-4

10.3.2 Autres mécanismes 10-5

10.4 Plan de participation du public 10-6

10.4.1 Prestation de l'information sur l'ESEE au public 10-7

10.4.2 Mécanismes proposés pour la participation du public 10-8

10.4.3 10.4.3 Mécanismes proposés de réponse aux commentaires et aux préoccupations du public 10-12

10. Participation du public à l'ESEE des mines de métaux

10.1 Vue d'ensemble

La présente section a pour but d'aider à faciliter la participation du public au programme d'ESEE, en particulier à l'échelle locale. Les mines sont fortement encouragées à donner l'occasion au pulic de participer à tous les aspects de l'ESEE. Ces derniers peuvent jouer un rôle important à tous les stades d'exécution du programme : planification précédant la mise en oeuvre des activités, préparation des travaux de caractérisation du site et de la conception de l'étude, interprétation des données résultant de chaque étude et prise de décisions relatives aux étapes ultérieures du programme d'ESEE.

Conformément aux recommandations des responsables de l'Initiative minière de Whitehorse et d'AQUAMIN (évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada), la participation du public est considérée comme une composante importante du programme d'ESEE des mines de métaux. Les responsables de l'Initiative minière de Whitehorse ont proposé l'adhésion à un principe fondamental en ce qui touche la participation du public, à savoir élaborer des approches plus efficaces à la gestion de l'environnement et accroître la confiance de la population envers l'industrie minière en informant et en encourageant la participation des citoyens et des autres intervenants à la prise de décisions touchant l'intérêt public à tous les stades des activités minières. Ils ont également recommandé la mise en place de comités de liaison avec le public pour encourager sa participation.

Dans la présente section, le public est considéré comme un groupe d'intervenants, car il arrive souvent qu'il ne participe pas de manière significative à des programmes comme l'ESEE même s'il peut y faire une importante contribution. Il faut cependant reconnaître que le public ne représente qu'un groupe d'intervenants parmi plusieurs pour lesquels le programme de l'ESEE des mines de métaux présente un intérêt. Aux fins de ce guide, intervenant veut dire toute personne ou groupe qui s'intéresse à un bassin hydrographique où l'on exploite une ou des mines de métaux, ou qui est touché par ce bassin ou a un effet sur ce bassin ou encore, qui joue un rôle la prise de décisions relatives à ce bassin. Le public englobe tous les intervenants à l'exception des sociétés minières ou des associations de sociétés minières, des ministères et des organismes fédéraux, provinciaux et territoriaux et des administrations autochtones.

Il est important de retenir que le public n'est pas un groupe homogène et qu'il peut comprendre plusieurs intervenants ayant des préoccupations et des intérêts divers. Ainsi, les groupes environnementaux non gouvernementaux, les groupes communautaires, les

pêcheurs commerciaux et/ou sportifs, les citoyens engagés et les groupes autochtones peuvent être considérés comme faisant partie de ce public.

10.2 Objectif et portée potentielle de la participation du public à l'ESEE

La participation du public à l'ESEE est une composante qui a pour but de s'assurer que les décisions à l'égard de l'ESEE des mines de métaux sont prises à la suite d'une consultation publique éclairée, inclusive et équitable. Cette démarche présente plusieurs avantages :

- amélioration de la conception des ESEE;
- amélioration de la prise de décisions dans le cadre de l'ESEE;
- pertinence accrue de l'ESEE;
- confiance accrue entre les intervenants et amélioration des liens entre eux;
- meilleure éducation du public entraînant une bonne compréhension des enjeux de l'ESEE;
- amélioration des communications entre les intervenants.

Les mines devraient encourager la participation du public à plusieurs étapes de l'ESEE de façon à atteindre cet objectif et d'en tirer un profit maximum. Ces étapes incluent:

Examen préalable à l'ESEE: Avant qu'une ESEE soit amorcée, les citoyens pourraient avoir des suggestions par rapport aux objectifs et aux enjeux propres au site en cause, ce qui contribuerait à l'orientation générale du programme d'ESEE.

Caractérisation du site: L'apport du public peut être de très grande valeur à l'étape de la caractérisation du site. En effet, les connaissances sur les conditions locales des habitants de la région leur permettent de contribuer à la description de la zone à l'étude et des facteurs confondants qui pourraient toucher les pêches. En outre, ils peuvent aider à cerner les éléments importants de l'écosystème sur le plan biologique, scientifique, socio-économique, esthétique et culturel. Ces éléments peuvent servir à préciser les objectifs et les enjeux de l'ESEE propres au site. Des exemples d'éléments importants de l'écosystèmes sont: une espèce de poisson importante sur le plan culturel ou économique, un tronçon ou l'ensemble d'un cours d'eau ayant une valeur pour les loisirs ou pour la beauté du paysage, etc.. Lorsqu'on dispose d'informations sur de tels éléments, il importe de les intégrer à la conception de l'étude.

Conception de l'étude: À l'étape de la conception de l'étude, le public peut contribuer à l'établissement d'objectifs de qualité de l'environnement propres au site, à l'élaboration de procédures relatives à la présentation de rapports et à la délimitation de la zone exposée et de la zone de référence. De plus, il peut participer à l'examen des plans d'études avant que les travaux de suivi ne commencent.

Travaux de suivi: Le public peut participer activement à certains aspects des travaux de suivi comme la collecte d'échantillons. Par exemple, aux États-Unis, l'EPA a élaboré un

protocole de prélèvement d'échantillons d'eau à l'intention des groupes communautaires. En Colombie-Britannique, la Pacific Streamkeepers Federation a produit un manuel portant sur des questions comme la collecte d'échantillons d'eau et les relevés d'habitats et d'invertébrés dans les cours d'eau. Ces programmes montrent qu'avec la formation appropriée, les membres du public peuvent participer à des activités de suivi. Sur le terrain, ces personnes servent d'appui au personnel scientifique, leur permettant de mener à bien un suivi plus poussé. Par ailleurs, cette participation permet une la rentabilité accrue des opérations tout en augmentant la sensibilisation et les connaissances des participants. En faisant participer le public à leurs travaux de suivi, les mines ont l'occasion de le sensibiliser et de le former à l'ESEE et de faire mieux connaître les différents aspects du programme.

Évaluation et interprétation des données. Le public peut réviser les rapports d'interprétation d'ESEE et participer à la prise de décisions par rapport étapes ultérieures du programme de suivi en tenant compte que certains aspects du programme décrits dans le document des exigences ont une petite marge de manoeuvre.

10.3 Mécanismes de participation du public

Les mines sont encouragées à établir des mécanismes de participation du public le plus tôt possible dans le cadre de l'ESEE, en tenant compte de leur nature évolutive à mesure que les relations avec la population changent. Il existe une gamme d'options pour faire participer le public à l'ESEE des mines de métaux. Les responsables d'AQUAMIN et de l'Initiative minière de Whitehorse ont recommandé que des comités de liaison publique soient formés pour faciliter le processus. Toutefois, le choix du mécanisme à un endroit particulier dépend en partie du degré attendu et réel de participation du public à cet endroit.

Lorsque la mine souhaite atteindre un vaste segment de la population ou différents segments dont les intérêts sont très divergents ou encore une communauté où l'on parle plus d'une langue, elle peut se servir de plusieurs mécanismes pour faciliter la participation du public.

Dans les endroits où des mécanismes efficaces de participation du public sont déjà en existence, les mines sont encouragées utiliser ceux-ci aux fins des divers aspects de l'ESEE plutôt que d'en établir de nouveaux.

Il est essentiel que les mines apportent un appui financier et en main-d'oeuvre suffisant pour la mise en oeuvre des mécanismes de participation, car sans ces ressources, ceux-ci ne seront probablement pas efficaces. Ainsi, il sera peut-être nécessaire de payer les dépenses des participants du public aux activités de l'ESEE, en particulier les frais de déplacement dans les régions éloignées.

Différents mécanismes de participation du public sont présentés ci-après. Il est à noter qu'il ne s'agit pas des seuls mécanismes possibles et que les responsables des mines peuvent employer d'autres moyens.

10.3.1 Mécanismes permanents

Comité de liaison avec le public

Les responsables de l'Initiative minière de Whitehorse et d'AQUAMIN ont recommandé que le public participe le plus activement possible à l'ESEE et, selon eux, il est souhaitable que les citoyens partagent l'autorité en certaines matières. De plus, les responsables d'AQUAMIN ont recommandé qu'Environnement Canada, en consultation avec d'autres intervenants, élabore des lignes directrices pour la formation de comités de liaison avec le public, dont une des attributions serait de diffuser de l'information à la population.

Il est fortement recommandé que de tels comités soient créés pour faciliter la participation du public lorsque l'intérêt le justifie. Ceux-ci peuvent contribuer à faire en sorte que les décisions concernant l'ESEE soient prises dans un contexte d'ouverture et de transparence et avec un souci d'universalité. Les facteurs suivants devraient être considérés lorsque la formation d'un comité de liaison avec le public est envisagée:

1) Les intervenants devraient être mobilisés le plus tôt possible dans le processus et invités à participer à sa conception, c'est-à-dire :
   - établir le mandat du comité de liaison avec le public;
   - déterminer les questions à débattre, dans le cadre fixé par l'exploitant de la mine;
   - cerner les besoins financiers des participants et déterminer les frais qui pourront être payés.

2) Tous les intervenants devraient bien comprendre le processus, à savoir :
   - l'objectif de l'ESEE;
   - la façon dont le public sera appelé à participer;
   - l'objectif du processus de participation du public;
   - l'envergure de cette participation et le genre de décisions auxquelles les gens pourront participer;
   - l'identité des responsables des décisions finales et le fait que le comité de liaison et le grand public seront informés des décisions prises, justifications à l'appui;
   - les conséquences d'une éventuelle absence de consensus.
3) L'admissibilité au comité de liaison avec le public est déterminée à l'échelle locale. Outre des représentants de la société minière et du public, ce comité peut compter :
   - des représentants du gouvernement fédéral;
   - des représentants de ministères ou d'organismes des gouvernements provinciaux, territoriaux ou autochtones;

- des employés de la société minière.

Les réunions du comité de liaison avec le public devraient se dérouler dans une atmosphère d'ouverture et de transparence. Quiconque le souhaite peut y assister ou y participer.

4) Des informations exactes et crédibles devraient être diffusées en temps opportun à tous les participants.

5) Le comité de liaison avec le public devrait avoir comme but ultime de réaliser un consensus. Faute de consensus, le comité informera l'éventuel organe décisionnel de la situation en exposant intégralement tous les points de vue, pour que celui-ci ait un tableau clair de l'état des choses et des différentes options présentées et puisse prendre une décision finale.

Agent de liaison avec le public

Lorsque l'intérêt n'est pas suffisant pour former un comité, la mine peut demander à un citoyen de faire office d'agent de liaison avec le public. Ce citoyen ne devrait pas entretenir de lien avec l'entreprise, ni comme employé ou entrepreneur ni comme parent d'un employé ou d'un entrepreneur. Bien qu'il puisse être difficile de trouver la personne pouvant remplir cette fonction, il faut s'assurer que la nomination soit acceptable pour le public.

L'agent de liaison avec le public devrait recevoir des copies de toute correspondance relative à l'ESEE échangée entre la société minière et l'agent d'autorisation ainsi que toute documentation pertinente, y compris l'information spécialement destinée au public produite par la mine. Cette personne serait le premier point de contact avec le public et assurerait une diffusion plus large de la documentation dans la population. De plus, l'agent de liaison pourrait aider la mine à planifier et à mettre en place des mécanismes complémentaires de participation du public ou des mécanismes destinés à être utilisés à court terme.

10.3.2 Autres mécanismes

Portes ouvertes. Événements destinés à informer le public. Il peut s'agir, par exemple, d'un présentoir ou d'un kiosque où des membres du personnel de l'entreprise distribuent de la documentation, répondent aux questions et demandent le point de vue des gens.

Réunions publiques. Ces réunions fournissent l'occasion d'informer les gens, qui peuvent aussi servir de forum de discussions informelles ou à l'intérieur d'un cadre prédéfini. Pour qu'elles soient efficaces, il est utile d'établir un ordre du jour. Le président de ces réunions publiques devrait être un représentant de la société minière ou une personne neutre.

Ateliers. Il s'agit de tribunes soigneusement planifiées qui ont pour but de discuter de questions particulières et d'échanger des points de vue. Les ateliers sont généralement limités à un petit nombre de participants. Ils peuvent être présidés par un animateur, dont la fonction consiste à susciter le dialogue, orienter les délibérations en fonction des objectifs visés et à présenter le sommaire des résultats.

Visites de groupes communautaires. Des membres du personnel de la mine visitent des groupes communautaires dans le but d'interagir directement avec les citoyens dans leur milieu, mettant les gens plus à l'aise et favorisant un libre dialogue. Ce mécanisme peut être très utile dans les régions éloignées.

Visites du site. Les personnes intéressées peuvent visiter le site minier pour obtenir des renseignements de première main et se familiariser avec les lieux. C'est une occasion pour la mine d'avoir un contact direct et d'échanger de l'information avec le public, tout en permettant à ce dernier d'acquérir une meilleure compréhension du projet.

Communications électroniques. L'exploitant de la mine peut se servir d'un site Internet ou d'autres moyens électroniques pour diffuser de l'information et recevoir une rétroaction. La communication électronique est un moyen peu coûteux de mettre de grandes quantités d'information à la disposition du public; de plus, cela simplifie la logistique étant donné qu'il n'est pas nécessaire de dresser des listes de diffusion ni de copier et de poster des documents. La mine doit cependant disposer de spécialistes en communications électroniques. De plus, la mine ne devrait pas utiliser uniquement des moyens de communication électronique, car certaines personnes n'ont pas d'ordinateur ou les logiciels nécessaires pour accéder à l'information.

10.4 Plan de participation du public

Les propriétaires ou les exploitants de mines sont encouragés à établir un plan de participation du public, qui facilitera l'élaboration et la mise en oeuvre du processus de participation. La première version du plan devrait être préparée le plus tôt possible dans le cadre du programme d'ESEE, et des mise à jour devraient être effectuées régulièrement au gré de l'évolution du programme et des activités de participation du public. Les mines sont également encouragées à fournir des copies de ce plan à l'agent d'autorisation, qui les conservera à titre d'archives publiques.

Le plan de participation du public a pour objet d'exposer les moyens que la mine entend prendre pour renseigner le public sur l'ESEE, pour susciter sa participation et pour répondre aux préoccupations et aux questions des citoyens.

Le document présentant le plan de participation du public devrait indiquer qui est responsable des activités de participation.

10.4.1 Prestation de l'information sur l'ESEE au public

La prestation de l'information au moment opportun est un élément essentiel du processus de participation du public. Les mines devraient à tout le moins mettre à la disposition du public le sommaire ou la version intégrale de leur plan de participation du public, du rapport de conception de l'ESEE et du rapport d'interprétation des résultats de cette étude. De plus, elles sont encouragées à diffuser toute autre information qui pourrait être utile.

Le plan de participation du public devrait comprendre :

a) une description des moyens proposés pour informer le public de l'existence de renseignements et pour diffuser ces renseignements, par exemple :

- des annonces dans les médias locaux, dont les journaux et la radio;
- des avis publiés au site Web de la mine;
- des avis adressés à des groupes communautaires, à des administrations locales, à des utilisateurs de ressources et à des syndicats;
- des kiosques d'information installés dans des centres communautaires ou des lieux publics (centres commerciaux, mairies, etc.);
- diffusion d'information dans des bibliothèques, etc.

b) une description des moyens qui pourraient être pris pour diffuser l'information sous une forme compréhensible au public.

Pour aider le public à comprendre l'information fournie, tels des rapports de conception d'étude et d'interprétation de résultats et d'autres documents, il faut tenir compte des facteurs suivants :

- les langues des collectivités visées;
- le niveau d'instruction du public cible;
- les styles de communication en fonction des divers groupes culturels;
- le degré de sensibilité des différents segments de la population.

10.4.2 Mécanismes proposés pour la participation du public

Le plan de participation du public devrait contenir les informations suivantes:

a) Description des conditions existantes au site

Il est important de décrire les aspects énumérés ci-dessous par rapport aux conditions existantes au site pour présenter le contexte. La collecte de l'information pour la description de ces conditions peut être très utile à la mine dans la planification des activités de participation du public, car elle aide à établir des objectifs réalistes à cet égard.

- Degré de participation courante ou passée du public
- Emplacement et taille des communautés qui pourraient être touchées
- Âge, ampleur et historique des opérations minières
- Nature des préoccupations courantes ou passées en matière d'environnement
- Utilisation humaine des ressources aquatiques dans le bassin hydrographique touché.

b) Objectifs proposés de participation du public

L'objectif global de participation du public dans le cadre de l'ESEE des mines de métaux consiste à s'assurer que les décisions sont prises à la suite d'une consultation approfondie, universelle et équitable du public. Des objectifs propres au site peuvent aussi être fixés. L'établissement d'objectifs clairs permettra de rendre plus efficaces les relations avec la population. L'indication des résultats escomptés de la participation du public facilite non seulement la conception et la mise en oeuvre du plan de participation, mais aussi l'évaluation de l'efficacité de cette participation.

De plus, le plan de participation du public devrait énoncer les attentes de l'exploitant de la mine en ce qui touche les activités de participation et exposer de façon claire et transparente les mesures qui pourraient être prises dans l'éventualité où ces attentes ne seraient pas comblées.

c) Envergure proposée de la participation du public

Les activités de l'ESEE auxquelles le public pourrait participer et les décisions qui pourraient être influencées par l'apport des gens devraient être décrites. Le moment de la préparation du plan de participation du public devrait être choisi en fonction de l'ampleur prévue de cette participation, surtout si la mine envisage d'engager le public dans des activités préparatoires à l'ESEE ou dans la caractérisation du site.

d) Énoncé des principes qui sous-tendent la participation du public

La participation du public à l'ESEE devrait reposer sur un certain nombre de principes, qui peuvent varier d'un endroit à l'autre selon le degré de participation.

Ouverture et transparence. Une fois que le processus de participation du public est amorcé, toutes les décisions relatives à la portée de ce processus devraient être prises dans un contexte d'ouverture et de transparence de manière que tous les intervenants, dont le grand public, connaissent les décisions prises et sachent comment celles-ci ont été prises. Si le processus n'est pas ouvert et équitable, il pourrait quand même y avoir entente, mais celle-ci serait vraisemblablement temporaire.

Démarche axée sur les objectifs. Les participants devraient bien comprendre les objectifs et l'envergure du processus de participation du public. Il importe qu'ils saisissent la raison pour laquelle leur contribution est voulue. Pour être signifiant, le processus de participation devrait s'enclencher avant que la prise de décisions importantes. L'objectif de l'ESEE devrait être bien compris et interprété de la même façon par tous les intervenants. Ceux-ci devraient également convenir qu'un processus de participation du public est un bon moyen d'atteindre cet objectif.

Universalité. L'occasion de participer au processus et d'influer sur son orientation devrait être offerte à tous les intervenants, y compris le public. La mine devrait identifier les groupes d'intervenants pour lesquels l'ESEE présente un important intérêt, notamment ceux qui seront touchés par les décisions prises, ceux qui seront chargés de mettre ces décisions en application et ceux qui pourraient faire obstacle à la mise en oeuvre des décisions s'ils ne sont pas consultés.

Participation volontaire. Les intervenants participent volontairement à l'ESEE et sont chargés d'appuyer le processus de participation et de consacrer le temps nécessaire pour qu'il soit efficace.

Souplesse. Le processus devrait être souple. Dans le cadre des exigences et des orientations concernant l'ESEE des mines de métaux, les intervenants devraient pouvoir agir de concert à la conception de modalités de participation du public propres au site en cause. Les modalités initiales peuvent évoluer à mesure que les intervenants connaîtront mieux les enjeux et la démarche et se connaîtront mieux les uns les autres. Enfin, l'évaluation continue du processus de participation devrait intégrer la rétroaction des participants.

Égalité des chances. Tous les intervenants, dont les simples citoyens, devraient profiter des mêmes occasions d'accéder à l'information pertinente et de participer efficacement à tous les stades du processus. Dans la mesure du possible, ils devraient pouvoir choisir leurs représentants.

Respect des divers intérêts. L'acceptation des valeurs, des intérêts et des connaissances des divers intervenants est essentielle. La mine devrait donner le temps aux intervenants de rechercher et de créer des points d'intérêt commun malgré les divergences qui pourraient exister au sein du groupe. Une meilleure compréhension de ces facteurs favorise la

confiance et permet aux différentes parties d'aller au-delà des positions bien arrêtées et d'explorer les intérêts et les besoins qui leurs sont sous-jacents.

Imputabilité. Les participants sont tenus de rendre compte à leur circonscription et ont une responsabilité à remplir vis-à-vis du processus de participation du public qu'ils ont accepté d'établir.

Coût-efficacité. Les activités de participation du public devraient se dérouler avec un bon rapport coût-efficacité. Néanmoins, un échéancier réaliste devrait être établi pour permettre aux participants de communiquer avec leurs circonscriptions, de les consulter et de les informer de manière efficace.

Mise en oeuvre. L'engagement à mettre en oeuvre les recommandations et les décisions découlant de la participation du public constitue un élément essentiel d'une entente sur cette participation. Dans l'éventualité où des recommandations ou des décisions ne seraient pas mises en action, les intervenants devraient en être informés avec des explications.

e) Calendrier des activités proposé

Pour que le public puisse participer à l'ESEE, il importe d'établir des échéanciers et des calendriers réalistes. Le plan de participation du public devrait indiquer les échéanciers et les étapes relatives aux principales décisions sur lesquelles cette participation peut avoir une influence. Les calendriers devraient permettre d'amples occasions de participer tout en permettant à la mine de respecter les échéanciers requis. Cette dernière devrait être au courant des contraintes temporelles et financières qu'impliquent la participation du public. Au moment de l'établissement du calendrier des activités accessibles au public, il peut être utile de déterminer les disponibilités des principaux intervenants dans un premier temps, puis des autres intervenants, s'il y a lieu. Lorsque des échéances strictes sont imposées par une loi ou un règlement et qu'ils ne laissent pas suffisamment de temps au public pour participer, il importe d'en informer les gens.

f) Degré proposé de participation du public

Conformément aux recommandations des responsables d'AQUAMIN et de l'Initiative minière de Whitehorse, le public devrait participer le plus possible à tous les endroits où il y a des mines. Plus cette participation augmente, plus les attentes et les besoins augmentent quant aux aspects suivants :

- niveau de compétence nécessaire pour tous les participants;
- besoins en ressources (temps et argent);
- éventualité d'une participation tout au long du processus de l'ESEE;
- éventualité que l'apport du public influe sur les décisions finales prises par les responsables de la mine ou les instances dirigeantes.

Il existe différentes formules correspondant à différents degrés de participation du public.

Autorité partagée. Tous les intervenants conviennent du degré d'engagement du public dans la prise de décisions. Cela étant établi, le public est considéré comme un participant à part entière au processus décisionnel, par le biais de comités de liaison avec le public. Il demeure toutefois que ce sont les autorités gouvernementales et les entreprises réglementées et non ces comités qui veillent au respect des exigences posées par la réglementation.

Planification conjointe. La population est consultée à toutes les phases de l'ESEE, de l'établissement des objectifs à l'examen des résultats. La consultation s'effectue en partie par le biais du comité de liaison avec le public, dont le mandat est établi par l'ensemble des intervenants. En outre, une consultation publique plus large peut être assurée par d'autres mécanismes. Tous les intervenants ont une responsabilité à l'égard du processus de consultation, et la société minière et les organismes de réglementation engagés sont tenus de prendre en considération les vues des personnes et des groupes consultés.

Consultation permanente. Des tribunes publiques ou des activités de sensibilisation permanentes destinées aux groupes communautaires locaux sont organisées dans le but de tenir régulièrement la population au courant des faits nouveaux (dont les suites données à des tribunes et à des activités de sensibilisation antérieures) et de susciter la rétroaction. C'est à la mine qu'il revient d'établir le calendrier et la fréquence de ces activités, sans qu'elle entretienne de rapports formels avec la population, bien que des relations informelles puissent s'établir.

Consultation publique. Les forum publiques et les activités de sensibilisation dont il vient d'être question permettent de tâter le pouls du public sur divers aspects de l'ESEE, dont la conception de l'étude. Les gens ont également l'occasion d'examiner les résultats des travaux de suivi. Cette forme de participation n'implique pas de relations permanentes avec la population.

Rétroaction. En fournissant de l'information sur l'état d'avancement du programme de l'ESEE à des tribunes publiques ou par d'autres moyens, on offre la possibilité aux gens de formuler des commentaires.

Information. De l'information sur l'état d'avancement du programme d'ESEE, y compris les résultats des travaux de suivi, est fournie au public sans l'existence d'un mécanisme formel de rétroaction ou de participation du public.

g) Ressources nécessaires au déroulement des activités de participation du public proposées

Pour la société minière, il est essentiel de veiller à ce qu'il y ait des ressources suffisantes pour mener les activités de participation du public proposées. Autrement, même le meilleur plan pourrait rester lettre morte. La mine est libre de garder les questions liées aux ressources relevant de l'entreprise confidentielles. Par contre, il importe qu'elle assure

aux intervenants que suffisamment de ressources sont engagées pour qu'ils puisse participer aux activités proposées dans le cadre de l'ESEE.

Le plan de participation du public devrait indiquer l'ampleur des ressources financières pouvant servir à favoriser cette participation et, le cas échéant, quels frais seront payés, jusqu'à quel point et selon quelles modalités.

10.4.3 Mécanismes proposés de réponse aux commentaires et aux préoccupations du public

Pour assurer aux gens que leurs commentaires et leurs préoccupations seront prises en considération, il est essentiel que le plan de participation du public propose des façons d'y donner suite. Plus cette participation sera importante, plus les citoyens s'attendront à ce qu'on tienne compte des recommandations qu'ils auront formulées et des décisions auxquelles ils auront participé. Le niveau de détail des mécanismes proposés à cet égard devrait donc répondre aux attentes du public.

Les moyens proposés devraient comprendre des mécanismes décisionnels basés sur la participation des gens et des façons de les informer des décisions prises ou de justifier le rejet de recommandations qu'ils auront formulées.

11. Gestion de l'information

Tel qu'exigé à la section 23 du REMM, les mines fourniront les données à Environnement Canada sous forme électronique selon le modèle fourni par le ministère, le cas échéant.

Le contenu de la présente section sera mis à jour dès qu'un outil de gestion de l'information (p. ex. une base de données électronique) pour le programme d'ESEE des mines de métaux sera disponible.

Table des matières

12. Méthodes alternatives de suivi 12-1

12.1 Utilisation des mésocosmes comme méthode de suivi de rechange 12-1
12.1.1 Aménagement de cours d'eau artificiels 12-1
12.1.2 Applicabilité dans le cadre des programmes d'ESEE 12-6
12.1.2.1 ESEE des usines de pâtes et papiers 12-6
12.1.2.2 ESEE des mines de métaux 12-7
12.1.2.2.1 Suivi initial et périodique 12-7
12.1.2.2.2 Suivi ciblé 12-7
12.1.2.2.3 Étude de suivi sur la recherche des causes 12-8
12.1.3 Technologie des mésocosmes 12-8
12.1.3.1 Pertinence de la conception des mésocosmes 12-8
12.1.4 Description et fonctionnement général d'un large système de mésocosmes mobile 12-8
12.1.5 Facteurs à considérer pour le choix du site 12-15
12.1.6 Plans d'études de suivi biologique 12-16
12.1.6.1 Vue d'ensemble 12-16
12.1.7 Traitements à l'étude 12-17
12.1.8 Répétition 12-18
12.1.9 Tailles des l'échantillons et rôle de la taille de l'effet 12-19
12.1.9.1 Absence de données préalables (historiques) 12-19
12.1.9.2 Données préalables (historiques) disponibles 12-20
12.1.10 Étude de suivi des poissons – Évaluation des effets 12-21
12.1.10.1 Plan d'étude 12-21
12.1.10.1.1 Choix d'espèces 12-21
12.1.10.2 Mesures terminales biologiques 12-22
12.1.10.3 Période et durée de l'exposition aux effluents 12-23
12.1.10.4 Méthodologie relative au poisson 12-24
12.1.10.4.1 Installation générale 12-24
12.1.10.4.2 Entretien et surveillance 12-27
12.1.10.4.3 Échantillonnage et analyse des poissons 12-27
12.1.10.5 Évaluation et interprétation des données 12-28
12.1.10.5.1 Exigences générales 12-28
12.1.10.5.2 Analyse statistique des paramètres 12-28
12.1.10.5.3 Analyse de la variance à plusieurs niveaux 12-30
12.1.10.5.4 Analyse de covariance 12-31
12.1.10.6 AQ/CQ et analyse des données 12-31
12.1.11 Évaluation des effets sur la communauté d'invertébrés benthiques 12-32
12.1.11.1 Plan d'étude 12-32
12.1.11.1.1 Sélection de l'espèce 12-32
12.1.11.2 Mesures terminales 12-33
12.1.11.2.1 Mesures terminales biologiques 12-33
12.1.11.3 Période et durée de l'exposition aux effluents 12-34
12.1.11.4 Protocole relatif aux invertébrés benthiques 12-35
12.1.11.4.1 Installation générale 12-35
12.1.11.4.2 Entretien et surveillance 12-36
12.1.11.5 Échantillonnage et analyse des algues et des invertébrés benthiques 12-37
12.1.11.6 Évaluation et interprétation des données 12-38
12.1.12 Mesures d'appui 12-39
12.1.12.1 Mesures terminales liées à la chimie de l'eau 12-39
12.1.13 Mesures terminales d'exposition 12-40
12.1.14 Autres facteurs à considérer 12-41
12.1.15 Bibliographie 12-43

12.2 Utilisation de bivalves en cage comme méthode alternative de suivi 12-49
12.2.1 Introduction 12-49
12.2.2 Contexte 12-49
12.2.3 Approche 12-51
12.2.4 Choix de l'espèce 12-52
12.2.4.1 Taxons utilisés le plus fréquemment 12-52
12.2.4.2 Bivalves marins et estuariens 12-54
12.2.4.3 Bivalves dulcicoles 12-55
12.2.4.4 Sources 12-56
12.2.4.5 Taille et âge 12-57
12.2.4.6 Nombre d'organismes 12-57
12.2.4.7 Conditions de manipulation et de conservation 12-58
12.2.5 Plan d'étude 12-59
12.2.6 Plan d'échantillonnage 12-59
12.2.6.1 Choix des zones et des stations 12-60
12.2.7 Réplication 12-61
12.2.7.1 Nombre de stations 12-61
12.2.7.2 Réplication et pseudoréplication 12-62
12.2.7.3 Application de la réplication au plan d'étude 12-64
12.2.7.4 Moment et durée de l'étude 12-66
12.2.7.5 Facteurs confondants ou de modification et mesures supplémentaires 12-67
12.2.7.6 Configuration des cages 12-68
12.2.7.7 Systèmes d'ancrage 12-69
12.2.8 Variables à mesurer 12-70
12.2.8.1 Survie 12-74
12.2.8.2 Croissance 12-74
12.2.8.3 Condition 12-76
12.2.9 Méthodes à utiliser pour le début de l'essai, le déploiement et la récupération des cages et la fin de l'essai 12-77
12.2.9.1 Début de l'essai 12-77
12.2.9.2 Déploiement des cages 12-78
12.2.9.3 Récupération des cages et fin de l'essai 12-78
12.2.10 Analyses des données 12-79
12.2.11 Concentrations tissulaires 12-80
12.2.11.1 Dioxines et furannes 12-80
12.2.11.2 Mercure 12-81
12.2.11.3 Autres produits chimiques 12-81
12.2.12 Rapports 12-81
12.2.13 Références 12-82

Liste des tableaux

Tableau 12-1: Résumé des applications en cours d'eau artificiels, ayant servi à l'évaluation des effets des effluents des usines de pâtes et papiers et des effluents miniers sur les écosystèmes aquatiques, conformément au programme de suivi des effets sur l'environnement canadien 12-3
Tableau 12-2Résumé des données recueillies dans le cadre des études en cours d'eau artificiels menées au Canada, durant la dernière décennie (d'après Dubé *et al.* , 2001a) 12-5
Tableau 12-3: Effets sur le poisson - Paramètres biologiques recommandés pour déterminer les effets (un effet étant ici défini comme une différence statistiquement significative entre les

bassins d'exposition et les bassins de référence) 12-29
Tableau 12-4: Paramètres biologiques à utiliser pour les analyses complémentaires. Ces analyses sont menées à des fins d'information et l'effet n'est pas nécessairement déterminé en fonction des différences statistiquement significatives entre les bassins d'exposition et de référence 12-30
Tableau 12-5: Tableau de l'analyse de la variance à plusieurs niveaux, avec deux traitements, quatre bassins répétés par traitement et *n* échantillons individuels ou composites dans chaque bassin répété 12-31
Tableau 12-6: Tableau de l'analyse de la variance selon un protocole par mesures répétées (MR) avec deux traitements, quatre bassins répétés par traitement et *t* temps de mesure 12-40
Tableau 12-7: Critères d'évaluation des solutions de rechange proposées pour le programme d'ESEE (d'après Dubé *et al.*, 2001a) 12-42
Tableau 12-8: Taxons suggérés pour les études de bivalves en cage menées dans le cadre des ESEE 12-53
Tableau 12-9: Exemple de fiche de terrain pour l'enregistrement des données brutes sur la survie et la croissance 12-72
Tableau 12-10: Mesures de la croissance 12-74
Tableau 12-11:Résumé des procédures statistiques permettant l'analyse des paramètres dans les études de bivalves en cage 12-79

Liste des figures

Figure 12-1Photo du système de mésocosmes sur remorque utilisé pour l'ESEE 12-10
Figure 12-2 Représentation schématique (non à l'échelle) du système de mésocosmes sur remorque (d'après Dubé, 2000) 12-11
Figure 12-3 A) Mésocosme 12-13
Figure 12-4 Pale de ventilateur servant à maintenir la vitesse du courant 12-14
Figure 12-5 Scénarios de répartition des poissons où A) les adultes et les juvéniles sont placés dans le même bassin et B) les adultes et les juvéniles sont placés dans des bassins distincts. En situation réelle, la répartition des bassins entre les divers traitements se fait de façon aléatoire 12-26
Figure 12-6: Exemple de système d'ancrage pour les bivalves 12-71

12. Méthodes alternatives de suivi

Dans certains sites miniers, il peut arriver qu'on ne puisse procéder aux études de suivi requises sur les poissons et les communautés d'invertébrés benthiques. Et bien que les raisons de cette impossibilité varient en fonction de chaque site, les plus fréquentes sont la présence de conditions dangereuses (p. ex., vitesse élevée du courant) ou de facteurs confondants– par exemple le rejet d'autres effluents dans la zone d'exposition – qui font qu'il est difficile, voire impossible, d'attribuer un effet précis à l'effluent à l'étude.

Lorsque la mine ne peut concevoir une étude sur les poissons ou les communautés d'invertébrés benthiques en tenant compte des facteurs confondants présents dans le milieu, elle doit en fournir les raisons scientifiques et proposer d'autres méthodes de suivi qui soient rentables, techniquement réalisables et conformes au plan de l'étude. Les chapitres 4 et 5 décrivent d'autres méthodes de suivi biologique qui peuvent être utilisées.

Le présent chapitre traite d'un certain nombre de méthodes alternatives de suivi recommandées. D'autres méthodes scientifiquement défendables peuvent aussi être choisies, à la condition qu'elles produisent des résultats qui permettent de déterminer si l'effluent a une incidence sur les populations de poissons (croissance, reproduction, état et survie), les tissus des poissons (taux de mercure) ou la communauté d'invertébrés benthiques (densité des invertébrés benthiques, richesse des taxons, indice de diversité de Simpson et indice Bray-Curtis). Les études en mésocosmes, les bivalves en cage et les essais de toxicité sublétale élargis sont les méthodes de remplacement recommandées pour le suivi du poisson. Dans le cas des invertébrés benthiques, l'étude en mésocosmes est la méthode recommandée.

12.1 Utilisation des mésocosmes comme méthode de suivi de rechange

12.1.1 Aménagement de cours d'eau artificiels

Le Programme de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) a été introduit dans le but de faciliter l'évaluation de la pertinence du *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers* et du *Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux*, établis sous le régime de la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral. Ce programme vise à assurer un suivi des effets, qui soit uniforme à l'échelle nationale tout en tenant compte des facteurs spécifiques du site. Les exigences du programme et les orientations en matière de suivi sont définies dans Environnement Canada (1992, 1995a, 1995b, 1997, 1998, 2001). Le suivi des poissons et des invertébrés benthiques, de même que l'analyse des paramètres environnementaux connexes (p. ex., chimie des effluents et de l'eau, essais de toxicité sublétale et chimie des sédiments), dans les zones de référence et les zones d'exposition, sont les principales composantes des programmes d'ESEE visant à évaluer les effets d'un effluent. *Cette évaluation se fait habituellement par des études sur le terrain, car ce type d'études est celui qui convient le mieux, sur le plan environnemental, à l'évaluation des effets.* Cependant, il peut arriver que les études sur le terrain ne puissent fournir l'information voulue, par exemple s'il existe des facteurs confondants

dans le milieu récepteur ou que les conditions rendent l'échantillonnage dangereux. S'il est impossible de procéder aux études sur le terrain normalisées, prévues dans le programme

d'ESEE, d'autres méthodes scientifiquement défendables, rentables et techniquement réalisables peuvent être envisagées.

L'étude en cours d'eau artificiels, ou mésocosmes, est une de ces méthodes alternatives scientifiquement « défendables » qui est recommandée (voir la section 12.2 pour plus d'informations sur l'utilisation des bivalves en cage). Cette recommandation s'appuie sur des années de recherche et développement qui ont démontré que les systèmes de mésocosmes peuvent produire des données sur les effets des effluents, qui soient de bonne qualité et qui répondent au cadre réglementaire (Culp et Cash, 1995; Culp et Podemski, 1996; Culp *et al.*, 1996; Culp et Lowell, 1998; Culp *et al.*, 2000a; 2000b; Dubé et MacLatchy, 2000; Lowell *et al.*, 2000; Culp *et al.*, 2001; Dubé *et al.*, 2001a; 2001b). Depuis 1991, l'Institut national de recherche sur les eaux (INRE) d'Environnement Canada poursuit la mise au point de systèmes de cours d'eau artificiels utilisés sur place pour évaluer les effets d'effluents de sources ponctuelles sur les écosystèmes aquatiques. Au Canada, de telles études en cours d'eau artificiels ont été menées 14 fois entre 1993 et 2000 en vertu du programme d' ESEE (tableau 1) (Dubé *et al.*, 2001a). Le tableau 2 résume les données recueillies dans le cadre de ces études, notamment quant à l'éventail des milieux récepteurs étudiés, aux types d'effluents, aux paramètres spécifiques mesurés en regard des différents niveaux d'organisation biologique et aux hypothèses vérifiées.

Un large cours d'eau artificiel a notamment été utilisé pour l'Étude des bassins des rivières du Nord (1991-1996), dans le cadre d'un programme d'évaluation environnementale intégré visant à déterminer les effets des éléments nutritifs et des contaminants contenus dans les effluents des usines de pâtes sur les communautés benthiques de la rivière Athabasca (Alberta) (Culp et Podemski, 1996; Culp *et al.* 1996; Podemski et Culp, 1996; Culp *et al.*, 2001). Des études similaires ont été réalisées en Colombie-Britannique, de 1991 à 1998, dans la rivière Thompson et le fleuve Fraser en vertu du Plan d'action du Fraser. Dans ce dernier cas, l'utilisation de cours d'eau artificiels avait pour but de préciser les effets des effluents d'usines de pâtes sur le benthos de différentes rivières (Culp et Cash, 1995; Lowell *et al.* 1995; Culp *et al.* 1996; Dubé et Culp, 1996; Lowell *et al.*, 1996; Culp *et al.*, 2000a; Lowell *et al.*, 2000). Des cours d'eau artificiels ont aussi été utilisés lors de trois études pilotes menées à la fin des années 90, pour évaluer les effets des effluents d'usines de pâtes sur des poissons de petite taille dans le cadre du programme de suivi des effets (ESEE) en milieux estuariens (rivière Saint-Jean, N.-B.) (Dubé 2000b; Dubé *et al.*, 2001a).

Tableau 12-1: Résumé des applications en cours d'eau artificiels, ayant servi à l'évaluation des effets des effluents des usines de pâtes et papiers et des effluents miniers sur les écosystèmes aquatiques, conformément au programme de suivi des effets sur l'environnement canadien

Année	Programme[1]	Objectif de la recherche	Lieu	Système de cours d'eau artificiel	Références
1993-1994	EBRN	Déterminer les effets des éléments nutritifs et des contaminants contenus dans les EUP[2] sur les algues périphytiques et les communautés d'invertébrés benthiques.	Rivière Athabasca, Hinton (AB)	Modèle I : Large mésocosme fixe	Podemski (1999) Culp et Podemski (1996) Podemski et Culp (1996) Culp *et al.* (1996) Culp *et al.* (2001)
1993-1994	PAF	Évaluer les effets des EUP de plus en plus concentrés (0,25 % -10 %) sur le périphyton et les chironomes (Diptère *Orthocladiinae*).	Rivière Thompson, Kamloops (CB)	Petit microcosme	Dubé (1995) Dubé et Culp (1996) Dubé *et al.* (1997) Lowell *et al.* (2000)
1993	PAF	Déterminer les effets liés à la teneur en éléments nutritifs des EUP sur l'éphéméroptère (Ephéméroptère *Baetis tricaudatus).*	Rivière Thompson, Kamloops (CB)	Petit microcosme	Lowell *et al.* (1995) Lowell *et al.* (1996) Culp *et al.* (1996) Lowell *et al.* (2000)
1994	PAF	Déterminer les effets des EUP (1 % et 3 %) sur le périphyton et les communautés d'invertébrés benthiques.	Fleuve Fraser, Prince George (CB)	Modèle II : Large mésocosme mobile	Culp et Cash (1995) Culp *et al.* (1996) Culp *et al.* (2000)
1997	ESEE - pâtes et papiers	Évaluer les effets des EUP (3 %) sur un poisson de petite taille (*Fundulus heteroclitus*) en milieu marin.	Port de Saint John, Saint John (NB)	Modèle II : Large mésocosme mobile	Dubé et al. (2001)
1997-1998	ESEE - pâtes et papiers	Déterminer les effets de l'EUP terminal, des différents flux de déchets en usine et d'une modification des procédés sur un poisson de petite taille (*Fundulus heteroclitus*) en milieu estuarien.	Rivière Saint-Jean, Saint John (NB)	Modèle II : Large mésocosme mobile	Dubé (2000) Dubé et MacLatchy (2000a) Dubé *et al.* (2001)
1999	IRST	Déterminer les effets des EUP soumis à des traitements primaire et secondaire sur un poisson de petite taille (*Fundulus heteroclitus*) en milieu estuarien.	Rivière Miramichi, Miramichi (NB)	Modèle III : Large mésocosme mobile	Dubé *et al.* (2001)
1999-	IRST	Déterminer les effets cumulatifs des EUP et	Rivière Saint-	Microcosme modulaire	Culp, Dubé, Cash,

2000		des égouts municipaux sur les communautés d'algues et d'invertébrés benthiques.	Jean, Edmundston (NB)	moyen	MacLatchy, Glozier (inédit)
2000	IRST	Déterminer les effets des EMM[3] sur les saumons atlantiques juvéniles (*Salmo salar*).	Rivière Little, Mines Brunswick, Miramichi (NB)	Modèle III : Large mésocosme mobile	Culp, Dubé, Cash, MacLatchy, Glozier (inédit)
2000	IRST	Déterminer les effets des EMM sur les algues et les communautés d'invertébrés benthiques.	Rivière Little, Mines Brunswick, Miramichi (NB)	Microcosme modulaire moyen	Culp, Dubé, Cash, MacLatchy, Glozier. (inédit)
2000	IRST	Déterminer les effets des EMM sur un réseau trophique incluant des algues, des invertébrés benthiques et le chabot visqueux (*Cottus cognatus)*.	Rivière Little, Mines Brunswick, Miramichi (NB)	Microcosme modulaire moyen	Culp, Dubé, Cash, MacLatchy, Glozier (inédit)

[1]EBRN : Étude des bassins des rivières du Nord; PAF : Plan d'action du Fraser; ESEE : Programme national d'étude de suivi des effets sur l'environnement des usines de pâtes et papiers (EC, 1992); IRST : Initiative de recherche sur les substances toxiques. [2] EUP : Effluent des usines de pâtes. [3] EMM : Effluent des mines de métaux.

Tableau 12-2Résumé des données recueillies dans le cadre des études en cours d'eau artificiels menées au Canada, durant la dernière décennie (d'après Dubé *et al.* , 2001a)

Milieu récepteur	Types d'effluent[1]	Paramètres de mesure					Hypothèses vérifiées
		Producteurs primaires	Décomposeurs	Invertébrés benthiques	Métabolisme	Poisson	
• Eau douce • Estuaire • Marin	EUP • UPKB • UPTM • Bisulfite EMM	• Biomasse • Composition de la communauté • Espèce indicatrice • Contaminants tissulaires	• Taux de décomposition • Composition des espèces fongiques • Taux de sporulation des champignons	• Abondance et biomasse • Composition de la communauté • Taux d'émergence • Richesse, diversité, mesures de rapport • Indicateurs du développement (ébauche alaire)	• Production primaire brute et nette • Respiration microbienne • Étude des isotopes de l'oxygène	• Croissance • Mortalité • État • Taille du foie • Taille des gonades • Hormones de reproduction • Métaux dans les tissus • Induction OFM[2] • Contaminants dans la bile • « Réactions de stress » (glycogène musculaire)	• Effets des effluents • Cause des effets (flux de déchets produits par l'usine, éléments nutritifs ou contaminants) • Modification des procédés • Effets cumulatifs

[1] EUP = Effluent des usines de pâtes; UPKB = usine de pâte kraft blanchie; UPTM = usine de pâte thermomécanique; EMM = Effluent des mines de métaux [2] OFM = induction de l'oxygénase à fonction mixte.

La plus récente phase des travaux sur le développement de cours d'eau artificiels a débuté en 1999, en vertu de l'Initiative de recherche sur les substances toxiques (Culp, Cash, Dubé, Glozier, MacLatchy, inédit). Des cours d'eau artificiels ont été mis au point pour évaluer les effets d'effluents d'usines de pâtes et d'effluents miniers sur le benthos, le poisson et les réseaux trophiques aquatiques de rivières (c.-à-d. applications multitrophiques autoentretenues, y compris les algues, le benthos et le poison (Dubé *et al.*, 2001a)).

Le présent document vise à définir des critères devant guider la conception et la mise en oeuvre des études en mésocosmes proposées comme méthodes alternatives au programme d'ESEE pour évaluer les effets des EUP et des effluents des mines de métaux (EMM) sur les invertébrés benthiques et le poisson. Il vise également à préciser les normes recommandées pour assurer une démarche scientifique rigoureuse et ainsi satisfaire aux exigences du programme d'ESEE. À noter que ce document sera mis à jour régulièrement, à mesure que de nouvelles données et de nouvelles recherches seront disponibles. Afin de vous assurer que les plus récentes mises à jour sont incluses dans le document, consultez notre site Web, à l'adresse www.ec.gc.ca/eem, ou contactez le Bureau national de l'ESEE d'Environnement Canada (téléphone : (819) 997-1535; télécopieur : (819) 953-0461; courriel : eem-esee@ec.gc.ca).

12.1.2 Applicabilité dans le cadre des programmes d'ESEE

Il convient d'insister sur le fait que, même si le système de mésocosmes figure parmi les méthodes alternatives recommandées, il ne doit être utilisé que s'il est impossible de procéder aux études sur le terrain. L'utilisation de cours d'eau artificiels peut notamment être indiquée lorsque des facteurs confondants compliquent l'étude du milieu récepteur ou que les conditions rendent l'échantillonnage dangereux. Dans le premier cas, il peut s'agir de variables confusionnelles présentes dans le milieu récepteur, par exemple si le milieu comporte des zones où des effets historiques ont été observés, s'il n'existe aucune zone de référence adéquate pour servir de base de comparaison, s'il y a rejet d'autres effluents dans ce milieu ou s'il est impossible de tenir compte, dans le plan d'étude sur le terrain, des changements dans les habitats visés. L'utilisation de mésocosmes comporte à la fois des avantages et des inconvénients qu'il importe d'évaluer en regard des avantages et des inconvénients des autres méthodes alternatives, avant d'arrêter son choix sur une méthode précise. Les méthodes alternatives recommandées pour le poisson sont les études en mésocosmes, l'utilisation de bivalves en cage et les essais de toxicité sublétale élargis. Dans le cas des communautés d'invertébrés benthiques, l'étude en mésocosmes est la méthode alternative recommandée.

12.1.2.1 ESEE des usines de pâtes et papiers

En vertu du *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers* actuel, l'utilisation d'une méthode de rechange – lorsqu'il est impossible de procéder aux études sur le terrain prévues dans les arbres de décision des études sur le poisson et les invertébrés benthiques – n'est *obligatoire* que lorsque cette méthode est incluse dans la réglementation (Environnement Canada, 1998). Environnement Canada est toutefois à revoir le *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers* et le *Règlement sur les effluents de la fabrique de pâtes et papiers de Port Alberni* établis sous le régime de la *Loi sur les pêches*. Les modifications proposées visent entre autres à recommander l'utilisation de méthodes alternatives de suivi pour évaluer les effets sur le

poisson et les invertébrés benthiques, y compris l'utilisation de mésocosmes. Il est en outre proposé que ces modifications réglementaires entrent en vigueur à l'issue du cycle 3 (soit le 1er avril 2004).

Même si les exigences actuelles du programme d'ESEE continuent de s'appliquer tant que le processus d'amendement réglementaire ne sera pas complété (fin du cycle 3), les usines incapables de réaliser les études sur le terrain durant le cycle 3 peuvent proposer des méthodes alternatives (p. ex., mésocosmes, bivalves en cage) à leur agent d'autorisation. De fait, les mésocosmes ont été approuvés comme alternative dans certaines usines durant le cycle 2 et leur utilisation a été proposée dans d'autres usines pour le cycle 3. Des méthodes alternatives peuvent donc être utilisées durant le cycle 3 si elles sont approuvées par l'agent d'autorisation, même si les modifications au *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*, visant à *exiger* l'utilisation de ces méthodes, ne sont pas encore en vigueur (début du cycle 4).

12.1.2.2 ESEE des mines de métaux

12.1.2.2.1 Suivi initial et périodique

Les mésocosmes peuvent servir à évaluer les effets des EMM sur les invertébrés benthiques et le poisson, lorsqu'il est impossible de procéder aux études traditionnelles sur le terrain prévues dans le programme d'ESEE (Environnement Canada, 2001). Lorsque des effets sont observés, il est essentiel que ces effets soient confirmés lors d'une phase de suivi subséquente (Suivi périodique - confirmation). La mine peut également procéder à un suivi ciblé ou à la recherche des causes, à tout moment durant le programme lorsqu'un effet est observé. Si aucun effet n'est décelé durant la phase de suivi, cette absence d'effets doit elle aussi être confirmée durant une phase subséquente (suivi périodique - surveillance). Par ailleurs, il est essentiel que le plan d'étude de la ou des phases subséquentes détermine si le système de mésocosmes préalablement utilisé a optimisé le potentiel de détection des effets. À cette fin, divers facteurs doivent être évalués, notamment la pertinence de l'espèce choisie, la période de l'étude, la taille de l'échantillon, la puissance des analyses et le niveau d'exposition à l'effluent durant les études en mésocosmes.

12.1.2.2.2 Suivi ciblé

Une fois que des effets ont été documentés et confirmés par des études sur le terrain ou des études en mésocosmes, il faut en préciser l'ampleur et l'étendue géographique (suivi ciblé). Ceci peut se faire à l'aide d'un système de mésocosmes, en mesurant les réactions du biote à une série de dilutions réalistes sur le plan environnemental, en évaluant les effets de l'effluent sur des biotes sensibles ou écologiquement appropriés, ou encore en évaluant les effets de l'effluent sur des habitats écologiquement appropriés. Un des objectifs des phases subséquentes pourrait être de déterminer si un effet similaire se manifeste chez d'autres espèces (c.-à-d. évaluer l'ampleur de l'effet). Enfin, les études en mésocosmes offrent une certaine souplesse qui permet, s'il y a lieu, de procéder en même temps au suivi initial ou périodique et au suivi ciblé (Dubé *et al.*, 2001a).

12.1.2.2.3 Étude de suivi sur la recherche des causes

Lorsqu'on a déterminé l'ampleur et l'étendue géographique des effets sur le poisson, mais que les études préalables n'ont pu en préciser la cause, on procède à une étude de suivi sur la recherche des causes. On peut là aussi utiliser les mésocosmes pour étudier les mécanismes causals associés à l'effet observé. Ainsi, Lowell *et al.* (1995), Culp *et al.* (1996), Dubé et Culp (1996) et Culp *et al.* (2001) montrent comment un protocole d'étude basé sur la relation dose-effet peut établir une distinction entre les effets dus aux nutriments et ceux causés par les contaminants contenus dans les EUP sur les réseaux trophiques benthiques. D'autres études, réalisées par Dubé (2000), Dubé et MacLatchy (2000, 2001) et Dubé *et al.* (2001b), montrent l'application de cours d'eau artificiels pour isoler et déterminer la contribution de différents cycles de procédés sur la qualité de l'effluent final et ses effets sur le poisson.

12.1.3 Technologie des mésocosmes

12.1.3.1 Pertinence de la conception des mésocosmes

Afin de maintenir la qualité des données et d'assurer l'application uniforme de la technologie des mésocosmes aux fins du programme d'ESEE, il faut revoir la conception physique du système utilisé et le plan d'étude, y compris les modes opératoires normalisés. Le présent guide définit les exigences en matière de licences et propose des conseils relatifs à la conception physique du système et au plan d'étude pour l'utilisation du large système de mésocosmes mobile créé par l'INRE.

Les travaux sur ce large système de mésocosmes se poursuivent. On travaille également à la mise au point d'un système modulaire plus petit, pour les programmes d'ESEE. Les versions modifiées du présent guide feront mention des améliorations qui seront apportées, ainsi que des possibilités de licences qui s'offriront, à mesure que les technologies seront mises au point.

12.1.4 Description et fonctionnement général d'un large système de mésocosmes mobile

Le système de mésocosmes recommandé ici a été conçu par l'INRE et il a été utilisé pour évaluer les effets des EUP et des EMM sur les réseaux trophiques benthiques (invertébrés benthiques et algues) (Culp et Podemski, 1996; Culp *et al.*, 1996, Culp *et al.*, 2000a; Culp *et al.*, 2001; Dubé *et al.*, 2001a) et sur un poisson de petite taille (Dubé, 2000; Dubé et MacLatchy, 2000; Dubé *et al.*, 2001a; 2001b). Le système consiste en 16 bassins circulaires d'une superficie de 0,9 m^2, disposés par paires sur des tables d'une hauteur de 74 cm (figures 1 et 2). L'eau puisée d'une zone de référence est pompée dans un réservoir de tête de polyéthylène d'une capacité de 378 L, placé sur une plate-forme de 1,2 m de hauteur, et elle s'écoule dans les bassins par gravité, à travers un réseau de canalisations. On peut aussi utiliser une pompe d'admission – par exemple une pompe terrestre (p. ex., pompe d'irrigation ou pompe de piscine vendue dans le commerce) ou une pompe submersible (Hydro-MaticJ modèle n° SPD50-H de 0,5 HP), selon le volume à pomper, la distance de pompage et la hauteur d'élévation requise. L'eau de référence peut également être

puisée de la prise d'eau de l'usine ou de la mine. Des robinets-vannes servent à régler et à étalonner le débit d'eau dans chaque bassin. Le débit de l'eau dans chaque bassin est de 2 L/min; le débit total doit donc être de 32 L/min pour alimenter les 16 bassins (figure 3a). L'eau dans chaque bassin est maintenue à une hauteur de 26,9 ± 0,1 cm ($\bar{x}$ ± 1 E.-T.) au moyen d'un tuyau de trop-plein qui rejette toutes les eaux usées dans la rivière (figure 3b). Ce tuyau est muni d'une grille pour éviter la perte de poissons et limiter l'émigration des insectes des bassins (figure 3c). Chaque bassin contient 227 L d'eau; le temps de séjour de l'eau est donc d'environ deux heures. En augmentant à quatre heures le temps de séjour de l'eau dans les bassins, on réduit au minimum le volume d'effluents et d'eau de référence requis pour l'étude. Les résultats d'études antérieures indiquent toutefois que le temps de séjour optimal est de deux heures. Cependant, la détermination finale du temps de séjour, dans un système donné, dépend de la taille du bassin utilisé et des besoins des espèces à l'étude, relativement au taux d'oxygène et à la température. Si les études en mésocosmes sont réalisées à la fin de l'automne, le réservoir de tête et les conduites d'alimentation en eau peuvent être enveloppés de ruban chauffant et isolés, afin que le système puisse être utilisé même si la température descend sous le point de congélation (-5 °C). En été, une toile de protection peut être utilisée pour réduire le chauffage solaire.

Figure 12-1Photo du système de mésocosmes sur remorque utilisé pour l'ESEE

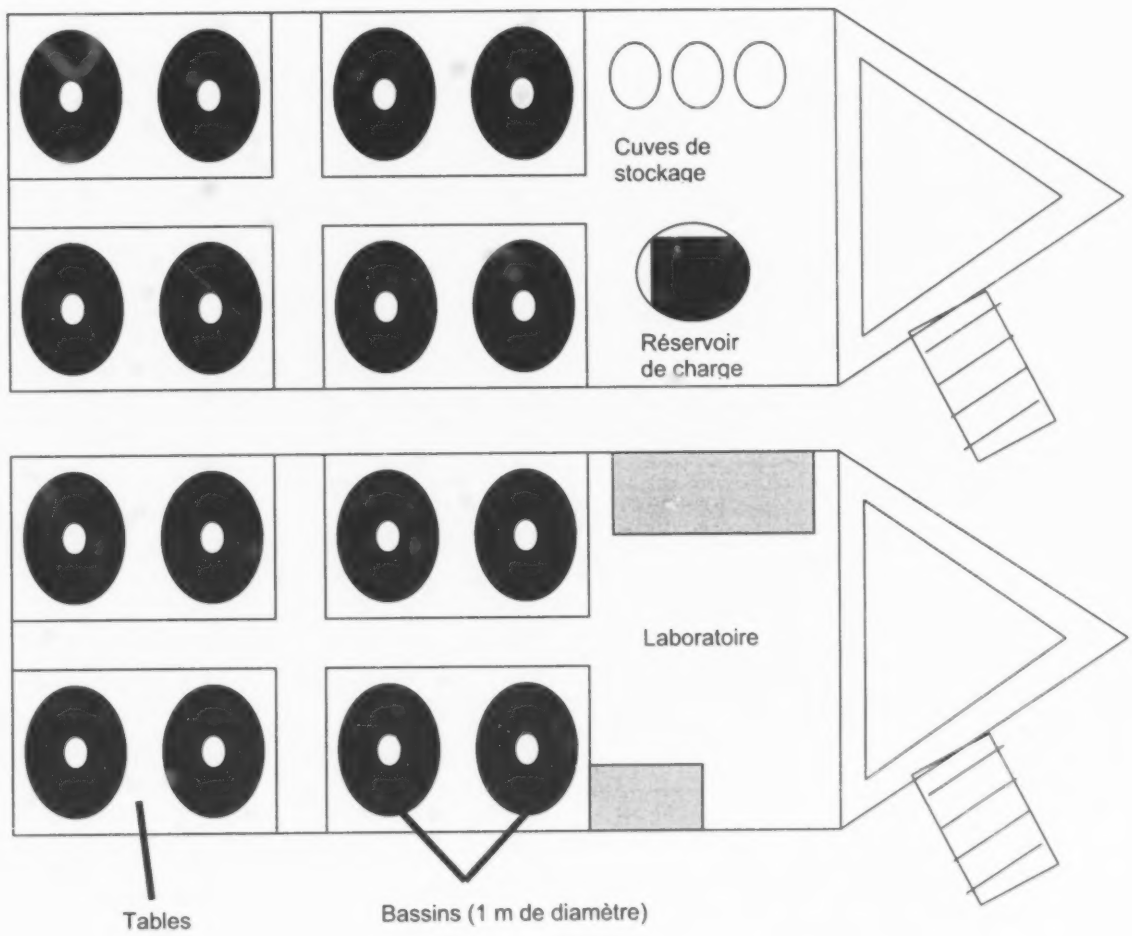


Figure 12-2 Représentation schématique (non à l'échelle) du système de mésocosmes sur remorque (d'après Dubé, 2000)

Les bassins qui forment le grand système de mésocosmes consistent en des cuves de fibre de verre et de polyester de 107 cm de diamètre (figure 1). Les bassins sont fabriqués en coupant des sections de 38 cm de longueur d'un tuyau de 107 cm et en y collant une feuille plate de fibre de verre à une extrémité. Une section de tuyau de 25 cm de diamètre, dont la partie inférieure a été découpée, est ensuite placée au centre du tuyau plus large de manière à former une colonne montante. Les bassins sont placés sur huit tables d'une hauteur de 74 cm, à raison de deux par table. Le tuyau d'évacuation traverse la colonne montante, se raccorde aux canalisations en dessous et à la conduite principale qui rejette l'eau dans la rivière, en aval du point de prise d'eau.

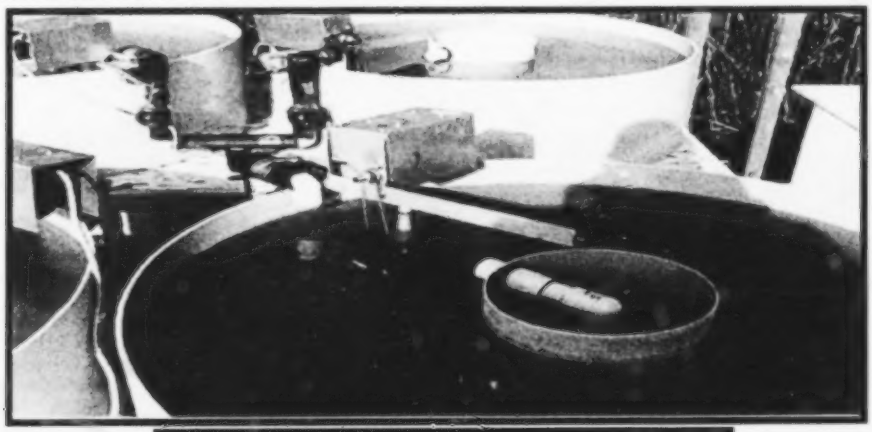
Pour les études sur les invertébrés, le courant dans chaque bassin est créé à l'aide d'un système à hélices actionné par courroie, lequel est relativement doux sur les organismes en suspension (figure 4) (Podemski, 1999). Le groupe-moteur dans chaque bassin est constitué d'un moteur à engrenages (250 T/M, 1/40 A) qui entraîne une poulie de 22,6 mm. La puissance du moteur est transmise à une poulie de 49,3 mm montée sur l'arbre de transmission, au moyen d'un entraînement par courroie. Le moteur et les composantes électroniques connexes sont montés sur un cadre d'aluminium, placé à l'intérieur d'une enceinte étanche et fixé à l'aide de brides au bord supérieur (extérieur) du bassin. Un support de cuivre de 16 x 230 mm de longueur, qui s'étend vers le bas à partir du cadre d'aluminium, maintient la garniture d'étanchéité et la bague de graissage de l'arbre de transmission. La lubrification de l'arbre de transmission et de la garniture d'étanchéité se fait à l'aide d'un bouchon graisseur qui se trouve à l'extrémité de ce tube. L'hélice (une par bassin) consiste en une pale de ventilateur d'aluminium de 23 cm (9 po) de diamètre, qui tourne à une vitesse à vide de 115 T/M. La vitesse d'écoulement dans chaque bassin, à mi-hauteur environ de la colonne d'eau, est normalement maintenue à 20 cm/s; la vitesse doit toutefois être déterminée en fonction des conditions propres à chaque site. Il existe également d'autres mécanismes générateurs de courant qui peuvent être utilisés, à la condition qu'ils produisent la vitesse désirée. Ce système d'hélices peut aussi servir pour les études sur le poisson, bien que des rampes d'arrosage fixées au système d'alimentation en eau de chaque bassin aient aussi été utilisées dans le cadre d'études sur des espèces pour lesquelles la vitesse de l'eau n'était pas un facteur déterminant.

A

B

C

Figure 12-3 A) Mésocosme
B) Tuyau de trop-plein dans le système de mésocosmes
C) Tuyau de trop-plein grillagé dans le système de mésocosmes



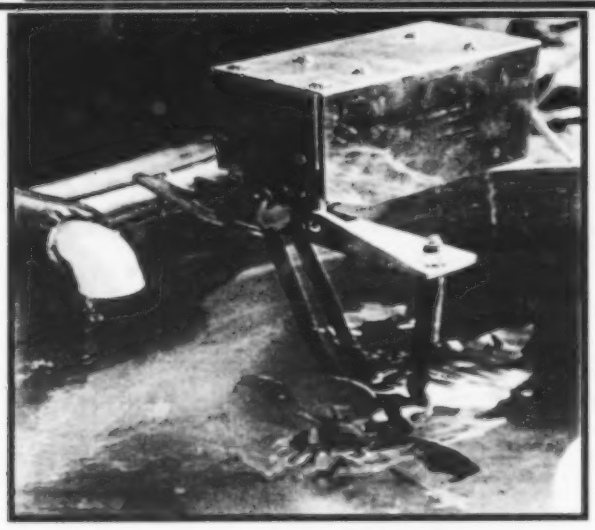


Figure 12-4 Pale de ventilateur servant à maintenir la vitesse du courant

Les échantillons d'effluent sont prélevés chaque jour ou tous les deux jours et sont conservés dans des contenants de polyéthylène. Le site de prélèvement dépend du plan de l'étude. Dans le cas, par exemple, d'une étude de suivi initial sur une usine de pâtes, il faut analyser l'effluent final représentatif de ce qui est rejeté dans le milieu aquatique. L'introduction des effluents dans chaque bassin se fait de manière indépendante et continue, à l'aide de pompes péristaltiques (têtes de pompe à cartouches et contrôleurs d'écoulement L/S Masterflex® L/S, type Nema 13) et d'une série de tuyaux isolés servant à l'introduction de la solution. Les pompes péristaltiques peuvent être placées à l'intérieur de boîtiers isolés pour maintenir la température à l'intérieur de la fourchette des températures de fonctionnement approuvées. Les tuyaux servant au transport de l'effluent peuvent être glissés à l'intérieur de tuyaux recouverts de mousse isolante, puis raccordés au conduit d'alimentation en eau de chaque bassin. Le débit de l'effluent varie en fonction des concentrations environnementales propres au site à évaluer. À titre d'exemple, si les études sur la délimitation du panache menées sur le terrain ont révélé que la concentration de l'effluent était de 1 %, alors le débit dans chaque bassin doit être réglé à 20 mL/min (1 % de 2 L/min). Si la remorque compte 16 bassins répartis entre deux traitements (8 bassins témoins; 8 bassins d'analyse d'une concentration de 1 %), on calculera comme suit le volume d'effluent requis sur une base quotidienne : 20 mL/min x 60 min/h x 24 h/j = ~29 L/j/bassin x 8 bassins = ~231 L/j. Ce volume pourrait être contenu à l'intérieur d'un petit contenant de polyéthylène.

Après avoir étalonné les débits d'eau et d'effluent pour chaque système, on procède à l'ensemencement de chaque bassin en y introduisant le substrat naturel, les algues, les invertébrés benthiques et/ou les espèces de poissons endémiques du milieu récepteur à l'étude. Nous décrivons ci-après les méthodes d'ensemencement du biote, pour les poissons et les invertébrés. Pour obtenir plus d'informations sur la construction du système sur remorque, contacter Joseph Culp (joseph.culp@ec.gc.ca) ou Monique Dubé (monique.dube@ec.gc.ca), de l'Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, 11 Innovation Blvd., Saskatoon (Saskatchewan) S7N 3H5.

12.1.5 Facteurs à considérer pour le choix du site

Il y a certaines exigences de base à respecter pour l'exploitation du système de mésocosmes. Le système est habituellement installé dans une zone de référence qui donne accès à de l'eau de référence. Si l'étude porte sur une rivière, l'eau de référence doit être puisée en amont du point de rejet de l'effluent dans le milieu et doit être rejetée dans la rivière, en aval du point de prélèvement. Il s'agit du scénario le plus simple pour l'usage de mésocosmes. Si le système de mésocosmes est utilisé en milieu marin ou estuarien, on choisira le site de manière à s'assurer que l'eau de référence n'est pas contaminée par l'effluent sous l'effet des marées, la contamination pouvant être causée par l'effluent rejeté par l'usine ou la mine ou par l'effluent provenant du système de mésocosmes (c.-à-d. débit sortant des bassins). Dans le premier cas, les études sur la délimitation du panache sont utiles pour déterminer la zone à l'intérieur de laquelle l'effluent exerce un effet dans le milieu récepteur et ainsi choisir un site de référence approprié, qui se trouve à l'extérieur de cette zone d'effet (voir Environnement Canada, 1998; 2001). Dans le dernier cas, le mésocosme peut être situé sur une digue, une flèche ou un quai, pour s'assurer que le débit sortant du mésocosme ne contamine pas le débit entrant.

Les mines sont souvent situées sur le cours supérieur de la rivière; les zones de référence adéquates peuvent donc se trouver à une distance appréciable du lieu de la mine, en particulier en régions éloignées. De plus, les effluents miniers sont habituellement beaucoup plus concentrés

que les effluents des usines de pâtes et papiers, de sorte que les exigences qui s'appliquent aux effluents sont supérieures à celles relatives à l'eau de référence. Le cas échéant, le système de mésocosmes peut être installé sur les lieux de la mine et on peut transporter et stocker l'eau de référence. On peut également utiliser les installations de plomberie de la remorque pour introduire l'effluent et les pompes péristaltiques, pour l'eau de référence.

La distance par rapport à la source d'eau de référence est un autre facteur à considérer dans le choix du site, car des besoins de pompage élevés, imputables à la distance de pompage ou à la charge hydraulique (hauteur de chute), risquent d'être supérieurs aux caractéristiques de la pompe, laquelle ne pourra pas générer le débit requis. Parmi les autres points à considérer, mentionnons la présence d'un espace suffisant, la facilité d'accès au site, les sources d'alimentation en énergie et la sécurité. Il faut un terrain plat et bien drainé, d'une superficie de 9 x 5 m, pour y installer le système sur remorque. L'accès à une source d'énergie est un des principaux critères qui influent sur le choix du site. Le système décrit ici requiert une alimentation de 120 A/115 V, pour alimenter la pompe d'admission, les générateurs de courant, les pompes à air, etc. L'usine de pâtes ou la mine répond habituellement à ce besoin en ajoutant un coffret de branchement au réseau électrique déjà en place. En régions éloignées, des génératrices ont été utilisées pour alimenter le système en l'absence de source d'énergie, mais cette approche n'est pas recommandée car l'entretien et la surveillance des génératrices risquent de rendre le coût de cette méthode prohibitif.

Après avoir choisi le site pour l'étude en mésocosmes, la remorque est amenée sur les lieux et branchée aux sources d'alimentation en eau et en énergie. Il est important de bien orienter la remorque afin de réduire au minimum les variations entre les bassins dues à la quantité d'éclairement et à l'exposition au vent. Un des principaux avantages du système de mésocosmes réside dans le fait que l'exposition du biote aux effluents se fait dans des conditions comparables aux conditions environnementales, pour ce qui est de la température ambiante, de la qualité de l'eau et de l'intensité lumineuse. Dans la mesure du possible, il est recommandé d'orienter la remorque dans un axe nord-sud, c'est-à-dire perpendiculairement au lever et au coucher du soleil. Il faut aussi éviter d'exposer la remorque aux effets d'ombrage créés par les bâtiments ou autres installations situés à proximité (c.-à-d. la durée et la qualité d'ensoleillement devraient être identiques pour tous les bassins).

12.1.6 Plans d'études de suivi biologique

12.1.6.1 Vue d'ensemble

Le plan d'étude doit préciser les études en mésocosmes et les analyses de laboratoire connexes qui seront réalisées pour compléter le volet du programme d'ESEE axé sur le suivi biologique. Bon nombre des composantes de l'étude sont similaires à celles définies dans les Guides techniques pour les enquêtes sur le terrain (Environnement Canada, 1998, 2001).

Avant de procéder à une étude de suivi biologique, l'usine doit soumettre un plan d'étude à l'agent d'autorisation, au moins six mois avant le début du programme de suivi biologique. Ce plan doit préciser ce qui suit :

- calendrier détaillé des différentes étapes de l'étude en mésocosmes;

- description de la zone à l'étude;
- description des études sur le poisson qui seront menées pour déterminer la présence ou non d'effets sur la population de poissons et les tissus;
- description de la manière dont seront réalisées les études visant à déterminer la présence ou non d'effets sur la communauté d'invertébrés benthiques, ceci devant servir d'indicateur des effets sur l'habitat du poisson, et
- description des mesures d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité prévues pour assurer la validité des données.

Parmi les autres données qu'il est recommandé d'inclure dans le plan d'étude, mentionnons les suivantes :

- définition des buts et des objectifs de l'étude d'ESEE;
- description de la démarche globale, y compris les raisons à l'appui de l'utilisation d'une méthode alternative (on peut s'appuyer sur les résultats d'études de suivi antérieures);
- définition des critères à l'appui du protocole statistique : formulation des hypothèses, choix des méthodes statistiques, détermination des besoins en matière de données (analyse de la signification et de la puissance statistiques);
- description du plan de l'étude de suivi : lieu d'échantillonnage, paramètres à mesurer, nombre d'échantillons;
- élaboration des plans et des procédures de fonctionnement : procédures d'échantillonnage, protocole d'analyses en laboratoire, méthodes d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité, stockage et extraction des données, analyse des données, et
- description d'un plan pour l'interprétation des données et l'évaluation du programme.

Les concepts et les éléments de base d'un bon système de mesure et d'un bon programme d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) sont définis dans Environnement Canada (1998, 2001). Les méthodes d'AQ/CQ doivent être définies dans le plan d'étude, avant le début de l'étude, et chaque rapport d'interprétation doit faire mention de tous les résultats des analyses d'assurance de la qualité, qui sont susceptibles d'avoir une incidence sur la fiabilité des conclusions.

12.1.7 Traitements à l'étude

Lors d'études en mésocosmes, les effets de l'effluent sur le poisson sont évalués en comparant les poissons sous conditions de contrôle (eau de référence) aux poissons exposés aux effluents, en regard de différents indicateurs de la population (croissance, reproduction, état et survie). Dans le cas des effluents des mines de métaux, les effets peuvent aussi être évalués en comparant le taux de mercure dans les tissus des poissons témoins et exposés. Pour l'étude des invertébrés benthiques, l'effet est déterminé en comparant les mesures sur la densité de la communauté, la richesse des taxons, l'indice de diversité de Simpson et l'indice Bray-Curtis, entre les invertébrés benthiques du milieu témoin et les invertébrés exposés. Il est essentiel que les études en mésocosmes soient conçues de manière à maximiser la possibilité de déceler les effets, s'il en est, et qu'elles soient réalisées à l'aide d'un *modèle de mésocosmes dont l'usage a été approuvé par Environnement Canada*. Il importe également de choisir avec soin les traitements, le niveau de répétition, les espèces-sentinelles et les mesures terminales et de réaliser les études à la bonne période de l'année.

Plusieurs plans d'étude peuvent être utilisés, selon les exigences propres au site et la phase du programme de suivi [c.-à-d. suivi initial, suivi ciblé ou détermination de la cause]. Le système de mésocosmes à bassins multiples offre la latitude nécessaire pour tenir compte des aspects propres au site dans le plan d'étude d'ESEE; les 16 bassins permettent en effet d'étudier simultanément un maximum de trois traitements différents (le traitement devant être répété sur cinq bassins) dans des conditions d'exposition réalistes sur le plan environnemental. Un plan d'étude contrôle/impact peut être utilisé lorsqu'on veut uniquement comparer le biote (invertébrés benthiques ou poisson) contrôle au biote exposé à un effluent dont la concentration se compare à celle observée dans l'environnement (c.-à-d. référence contre exposé). Pour déterminer cette concentration réaliste sur le plan environnemental, il est recommandé de se baser sur une étude de délimitation du panache réalisée durant la caractérisation du site; la concentration doit être représentative de l'effluent rejeté dans la zone rapprochée, après mélange complet (Environnement Canada 1998, 2001). Le plan contrôle/impact pour une étude sur le poisson consiste habituellement à répartir les poissons adultes (20 mâles et 20 femelles à maturité sexuelle) et juvéniles (20 poissons non mûrs) d'une espèce-sentinelle de petite taille dans chaque bassin (huit bassins par traitement). Les invertébrés benthiques sont ensemencés dans le système, conformément aux densités ambiantes observées dans la zone de référence du principal habitat (section 3.4).

Dans certains cas, des traitements additionnels pourraient être voulus. Les plans d'étude basés sur la relation dose-effet, qui prévoient l'utilisation d'un autre effluent plus concentré, sont utiles pour confirmer la sensibilité du biote et l'absence d'effets. Dubé et MacLatchy (2000), par exemple, ont utilisé trois traitements (témoin contre 1 % contre 5 %) pour évaluer les effets de l'effluent final rejeté par une usine de pâte kraft blanchie sur un cyprinodontidé d'eau salée, le choquemort (*Fundulus heteroclitus*). Lors de cette étude, les chercheurs n'ont observé aucun effet à la concentration environnementale (1 %), mais des effets ont été décelés à une concentration de 5 %. Ce plan s'est donc révélé d'une valeur inestimable pour démontrer que le poisson peut réagir à l'effluent et que l'absence d'effets à une concentration de 1 % est bien réelle et qu'elle n'est pas imputable à la courte durée d'exposition durant les études. De même, Culp *et al.* (2000) ont utilisé trois traitements (témoin, 1 % et 5 %) pour évaluer les effets de l'effluent d'une usine de pâte kraft blanchie sur les réseaux trophiques benthiques.

D'autres traitements pourraient aussi être souhaitables lorsque plusieurs mines rejettent leurs effluents dans la même zone d'échantillonnage. Le cas échéant, chaque rejet peut représenter un traitement d'exposition dans le protocole expérimental et les effets de chaque effluent peuvent être examinés, séparément ou globalement. À titre d'exemple, si une mine rejette trois effluents dans le même plan d'eau récepteur, les effets de ces effluents peuvent être évalués au moyen des traitements suivants : témoin, effluent 1 (concentration caractéristique de l'environnement), effluent 2, effluent 3, effluent 1+2+3 (concentration caractéristique de l'environnement). Dans ce dernier exemple, le nombre de bassins par traitement serait réduit à trois.

12.1.8 Répétition

Le niveau de répétition approprié, pour les études en mésocosmes, a fait l'objet de nombreuses discussions. Dans le cas des études sur les invertébrés benthiques, chaque bassin représente l'unité de répétition des paramètres mesurés au niveau de la communauté. Donc, dans un protocole contrôle/impact prévoyant l'étude de deux traitements (référence contre exposition), n = 8 car le système de mésocosmes comprend 16 bassins. Le nombre de traitements à l'étude

peut être plus élevé (voir ci-après) mais, aux fins du programme d'ESEE, chaque traitement doit être répété au moins cinq fois pour obtenir la puissance statistique nécessaire à l'évaluation des effets, lorsque le bassin est l'unité de répétition et qu'il n'existe aucune donnée de surveillance préalable. Cette approche est conforme avec la méthode recommandée pour déterminer le nombre de stations d'échantillonnage, d'après la puissance statistique des plans d'étude sur le terrain (Environnement Canada, 1998; 2001).

L'unité de répétition est moins évidente lorsqu'on veut utiliser le système pour mesurer des résultats au niveau individuel, chez le poisson. Il faut alors quantifier l'importance de l'effet imputable au bassin (*c.-à-d.* l'effet d'un bassin par rapport à un autre, à l'intérieur d'un même traitement). Dans bon nombre d'études en laboratoire pour lesquelles les poissons sont placés dans un aquarium, on présume qu'il n'y a pas de raison biologique pour qu'il y ait des différences entre les bassins et donc toutes les mesures individuelles d'un même traitement sont mises en commun (*c.-à-d.* qu'on ignore souvent la variabilité imputable à l'effet du bassin). Dans le cas toutefois des études en mésocosmes, nous croyons qu'un effet de bassin peut exister et qu'il faut tenir compte de la variation imputable à cet effet dans le plan statistique, et plus particulièrement dans le cas d'expositions à plus long terme (p. ex., 60 jours). On pourrait alors procéder à une analyse de la variance à plusieurs degrés, où l'effet du bassin étant niché dans le facteur à effet fixe (traitement). S'il existe un effet de bassin, le niveau de répétition devrait être le bassin. S'il n'existe pas d'effet de bassin, le poisson peut être choisi comme unité de répétition et tous les résultats d'un même traitement peuvent être mis en commun, ce qui aura pour effet d'augmenter sensiblement le nombre de répétitions. Pour les analyses de régression (analyse de covariance), il est probable que toute différence entre les bassins apparaîtra comme une variable aberrante dans l'analyse. La section 12.1.10.5.2 présente une description du plan statistique recommandé pour le poisson.

12.1.9 Tailles des l'échantillons et rôle de la taille de l'effet

12.1.9.1 Absence de données préalables (historiques)

Pour les études en mésocosmes sur les invertébrés benthiques, la taille de l'échantillon correspond au nombre de bassins répétés par traitement, puisque le bassin est l'unité de répétition. Dans un plan contrôle/impact, on utilise huit bassins (répétitions) par traitement. Le nombre de traitements à l'étude peut être plus élevé, mais il doit y avoir au moins cinq répétitions ou échantillons par traitement, pour satisfaire au critère de puissance en l'absence de données préalables (voir ci-après). Chaque échantillon correspond à la moyenne des sous-échantillons prélevés de chaque bassin.

En l'absence de données de suivi de base, l'échantillon minimal recommandé pour une enquête type sur le terrain est de 20 mâles et 20 femelles parvenus à maturité sexuelle de deux espèces de poisson prélevés de la zone de référence et de la zone d'exposition. Si l'une ou les deux espèces sont des poissons de petite taille, 20 poissons sexuellement immatures devraient aussi être prélevés. Cette décision d'utiliser 20 poissons de chaque sexe s'appuie sur le fait que les limites de confiance au seuil de 95 % varient peu au-delà de 20 poissons.

La démarche actuelle, pour les études en mésocosmes, consiste à répartir de 15 à 20 mâles et de 15 à 20 femelles sexuellement matures d'une espèce-sentinelle de petite taille dans chaque bassin

et d'y ajouter de 20 à 30 poissons juvéniles par bassin. Il s'agit de la taille recommandée pour les échantillons, laquelle peut être augmentée ou réduite selon l'espèce sélectionnée, la puissance statistique du plan d'étude et la variabilité du poisson. Si le bassin est l'unité de répétition choisie pour un traitement, alors le recours à 20 poissons de chaque sexe par bassin permet d'obtenir une moyenne d'un bon degré de précision (c.-à-d. les limites de confiance à 95 % varient peu au-delà de 20 poissons). S'il n'y a pas d'effet de bassin et que les termes d'erreurs sont combinés de manière à ce que le poisson devienne l'unité de répétition, on obtiendra un niveau de répétition beaucoup plus élevé en utilisant de 15 à 20 poissons de chaque sexe par bassin, pour chaque traitement. Dans le cas par exemple d'un plan d'étude ayant pour but de comparer un témoin à un effluent d'une concentration de 1 % en utilisant huit bassins par traitement, l'utilisation de 20 mâles, 20 femelles et 20 juvéniles par bassin peut donner en fait 160 mâles, 160 femelles et 160 juvéniles par traitement, si le poisson est l'unité de répétition.

12.1.9.2 Données préalables (historiques) disponibles

Lorsque des données sont disponibles, on peut calculer la taille de l'échantillon requis pour mesurer l'ampleur de l'effet dans un paramètre donné au niveau de puissance statistique visé, car on connaît la variabilité d'échantillonnage. Ainsi, il faudra utiliser un grand nombre d'échantillons si les paramètres sont très variables, si l'on cherche à déceler de petites différences entre les échantillons témoins et exposés (faible ampleur de l'effet) ou si l'on veut obtenir un niveau de puissance élevé. Pour déterminer la taille de l'échantillon à partir des données existantes, il faut d'abord déterminer l'ampleur de l'effet et le niveau de puissance statistique acceptables aux fins du processus de prise de décisions, cette étape ayant pour but d'établir à quel moment le programme d'échantillonnage fournit suffisamment de données pour étayer la prise de décisions. La taille de l'échantillon peut être calculée à partir des méthodes définies dans Environnement Canada (2001). L'annexe 1 du document publié par Environnement Canada (1997) décrit en détail les rapports de puissance, l'ampleur de l'effet et les avantages de réduire la variabilité en augmentant la puissance. Pour calculer la puissance, il est recommandé de fixer les valeurs de α et β à 0,10, tel que défini dans EC (1998, 2001).

La variabilité d'échantillonnage est le principal facteur qui influe sur la puissance statistique. En général, la variabilité est moindre lors des études en mésocosmes que des études sur le terrain, car l'exposition est contrôlée et les traitements sont répétés. Les études en mésocosmes sont conçues en fonction du site et il faut chercher principalement à réduire la variabilité plutôt qu'à augmenter la taille de l'échantillon. On peut réduire la variabilité en répartissant de façon aléatoire les bassins entre les traitements, ainsi que le biote (invertébrés benthiques et poisson) entre les bassins, conformément au protocole défini aux sections 12.1.10.4.1 et 12.1.11.4.1. L'échantillonnage aléatoire à la fin de la période d'exposition contribue également à réduire la variabilité, car il évite de prélever tous les échantillons d'un même traitement en même temps (p. ex., tous les échantillons témoins le jour 1 et les échantillons exposés le jour 2). Parmi les autres mesures visant à réduire la variabilité, mentionnons le choix de la période appropriée pour l'étude, la sélection des espèces et l'application de mesures d'AQ/CQ aux protocoles d'échantillonnage et d'analyse. De plus, dans le cas des études sur le poisson, on choisit habituellement des poissons d'une catégorie de taille uniforme pour chaque bassin, là encore pour réduire la variabilité. Cependant, l'utilisation d'espèces de petite taille, notamment de géniteurs, peut accroître la variabilité en raison des différences dans les conditions de frai entre les différents sujets, au moment de l'étude. Enfin, l'utilisation d'échantillons tissulaires composites

pour l'analyse des paramètres chimiques peut accroître la variabilité d'échantillonnage, si le nombre de composites par bassin est faible.

12.1.10 Étude de suivi des poissons – Évaluation des effets

12.1.10.1 Plan d'étude

12.1.10.1.1 Choix d'espèces

Les principaux facteurs qui influent sur le choix des espèces de poisson pour les études en mésocosmes sont la pertinence de l'espèce en regard du milieu à l'étude, l'abondance de l'espèce aux fins de l'échantillonnage, la disponibilité d'adultes et de juvéniles, le dimorphisme sexuel, la période du frai et la sensibilité de l'espèce à l'effluent. Les ressources locales peuvent fournir des renseignements utiles sur les espèces de poisson ou sur les lieux d'échantillonnage appropriés. La méthode recommandée pour évaluer les effets d'un effluent lors d'études en mésocosmes consiste à surveiller les adultes avant la période du frai (poissons sexuellement matures), ainsi que les juvéniles d'une espèce de petite taille (p. ex., dards, vairons, chabots) présents dans le milieu récepteur. Le suivi des adultes permet d'évaluer les effets de l'effluent sur la survie, la consommation d'énergie (paramètres liés à la reproduction) et le stockage d'énergie (c.-à-d. état et taille du foie). De même, le suivi des juvéniles renseigne sur les effets de l'effluent sur la survie, la consommation d'énergie (c.-à-d. croissance comme substitut de la taille selon l'âge) et le stockage d'énergie (c.-à-d. taille du foie et état).

Les avantages et les inconvénients liés à l'utilisation d'espèces de petite taille pour les études sur le terrain sont décrits dans Gibbons *et al.* (1998a, 1998b), un poisson de petite taille faisant référence à une espèce mesurant au plus 150 mm. On peut trouver de l'information sur la croissance maximale des espèces de poisson dans la documentation scientifique, notamment dans Scott, 1967; Scott et Crossman, 1973; Fritz *et al.*, 1975; Roberts, 1988; Nelson et Paetz, 1992; Jenkins et Burkhead, 1993; Coad, 1995; Leblanc et Couillard, 1995 et Leblanc *et al.*, 1998. Pour sa part, Shuter (1990) note que les espèces de petite taille sont plus sensibles à l'acidification que les espèces plus grosses ou, tout au moins, qu'elles réagissent plus rapidement aux variations du pH. Sur le plan pratique, les espèces de petite taille sont habituellement plus abondantes, plus faciles à capturer et plus sédentaires que les espèces plus grosses. Il est en outre possible d'obtenir des mesures précises et exactes sur les espèces de petite taille.

Cependant, l'utilisation de poissons de petite taille peut aussi comporter des inconvénients. Ainsi, on en connaît souvent moins sur leur biologie de base, en particulier sur leurs habitudes de frai, d'où la difficulté de déterminer les meilleures zones, périodes et méthodes d'échantillonnage. De plus, certaines espèces sont des reproducteurs à pontes multiples (plus d'une ponte d'œufs matures par année) (Heins et Rabito, 1986; Burt *et al.*, 1988; Paine, 1990), ce qui peut être un inconvénient pour les études sur le terrain, car il est difficile d'estimer l'effort de reproduction chez ces espèces à partir d'un seul échantillon. Il peut y avoir renouvellement presque complet des tissus reproducteurs entre les pontes (c.-à-d. il y aura ponte de la majeure partie de la masse d'œufs produite dans l'ovaire, puis formation d'une nouvelle masse d'œufs matures). Le nombre de pontes durant la saison de frai devient la variable de reproduction déterminante, qu'il est toutefois difficile d'estimer pour une femelle donnée sur le terrain, même en procédant à de

fréquents échantillonnages. Malgré tout, des poissons à pontes multiples comme le choquemort (*Fundulus heteroclitus*) ont été utilisés avec succès dans des études en mésocosmes visant à évaluer les effets d'un effluent sur les mesures terminales d'ESEE, y compris sur la taille des gonades (Dubé et MacLatchy, 2000; Dubé *et al.*, 2001a, 2001b). Un des avantages des études en mésocosmes avec exposition contrôlée est qu'il est possible de surveiller l'état des reproducteurs à ponte fractionnée tout au long de la période d'exposition.

Le système de mésocosmes offre suffisamment de latitude, non seulement pour évaluer les effets des effluents sur une espèce unique de poisson de petite taille, mais aussi pour surveiller deux espèces de poisson de petite taille ou des juvéniles de poisson de grande taille. En théorie, des poissons de grande taille pourraient aussi être étudiés en mésocosmes, mais cette approche n'a pas encore été utilisée. La sélection des espèces pour les études en mésocosmes est limitée par des facteurs reliés à la taille (le nombre de poissons par bassin diminue à mesure qu'augmente la taille), au nombre de traitements à l'étude (l'augmentation du nombre de traitements réduit le nombre de bassins répétés par traitement et limite le nombre de poissons pouvant être surveillés) et au dimorphisme sexuel (s'il est impossible de distinguer les mâles des femelles par leur apparence, il faut en utiliser davantage pour s'assurer que la taille de l'échantillon est suffisante). Enfin, les espèces échantillonnées doivent convenir à l'évaluation des variables recommandées. Les espèces de poisson qui ont été utilisées jusqu'à maintenant pour des études en mésocosmes incluent le choquemort (*Fundulus heteroclitus*), le saumon atlantique juvénile (*Salmo salar*) et le chabot visqueux (*Cottus cognatus*). D'autres espèces ont été proposées pour des études en 2001 et 2002, soit le mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*), la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), le naseux de rapides (*Rhinichthys cataractae*) et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*).

12.1.10.2 Mesures terminales biologiques

Les paramètres mesurés sur le poisson sont les mêmes, que l'étude soit menée sur le terrain ou en mésocosmes. Pour déterminer si l'effluent a une incidence sur la population de poissons, on évalue ses effets sur la croissance, la reproduction, l'état et la survie de la population. La survie, la consommation d'énergie (croissance et reproduction) et le stockage d'énergie (état, taille du foie) sont des mesures qui peuvent permettre de déceler un effet relié à l'effluent, et toutes ces mesures peuvent être prises sur des poissons exposés aux effluents dans le cadre d'études en mésocosmes.

La croissance fait référence aux variations dans la taille (poids ou longueur) en fonction du temps ou de l'âge. Les études en mésocosmes menées sur une période d'exposition plus longue (45 à 60 jours) peuvent évaluer les effets de l'effluent sur la croissance des juvéniles, et plus particulièrement les changements dans le poids corporel total et la longueur par rapport aux poissons témoins. Pour les études en mésocosmes, la croissance est mesurée chez les jeunes de l'année ou les juvéniles, du début à la fin de l'étude, soit pendant six à huit semaines selon la température durant l'étude. Cette méthode donne une mesure plus directe des effets sur la croissance que les estimations de la taille selon l'âge qui sont faites dans les enquêtes sur le terrain. Si les effets sur la croissance doivent être déterminés à partir d'une période d'exposition plus courte, les études doivent alors être réalisées lorsque la température de l'eau est chaude, sur une espèce-sentinelle à taux de croissance élevé. Kneib et Stiven (1978) ont démontré que les juvéniles du choquemort, par exemple, ont un taux de croissance très élevé après l'éclosion (gain de 15 mm en deux mois), ce qui en fait une espèce idéale pour évaluer les effets d'un effluent sur la croissance. Selon des études plus récentes réalisées sur des jeunes de l'année du chabot

visqueux, les effets sur la croissance peuvent être mesurés après 26 jours seulement d'exposition aux effluents (Culp, Cash, Dubé, Glozier, MacLatchy, inédit). On peut améliorer les mesures sur la croissance des juvéniles en marquant les sujets (par la coupe des nageoires, des taches d'encre ou le marquage) pour en déterminer la longueur et le poids. Le suivi du taux de croissance de sujets particuliers réduit la variabilité des mesures et, donc, facilite l'évaluation des effets. La croissance peut aussi être mesurée à intervalles réguliers, tout au long de l'étude. Et bien que l'on mesure également la longueur et le poids des adultes, il est peu probable que les sujets adultes grossissent pendant la courte durée des études en mésocosmes.

La reproduction peut être exprimée en fonction de l'effort de reproduction, de la fécondité, de la taille des œufs ou du poids des gonades par rapport à la taille corporelle. Jusqu'à maintenant, les effets des effluents sur la fonction reproductrice ont été évalués, en mésocosmes, en fonction des variations dans la taille des gonades. La fécondité et la taille des œufs sont également faciles à mesurer lorsque la période d'échantillonnage est choisie avec soin. Idéalement, les études d'exposition devraient commencer de six à huit semaines avant le frai, pour évaluer les effets de l'effluent sur le poids des gonades.

L'état physique du poisson est également évalué durant une étude en mésocosmes et peut servir d'indice du bien-être et doit être déclaré. Il est ainsi recommandé de faire une estimation visuelle des malformations physiques, y compris des lésions à la surface du corps comme les nageoires érodées, effilées ou qui saignent, la présence de parasites ou autres malformations physiques.

12.1.10.3 Période et durée de l'exposition aux effluents

Il est important de choisir avec soin la période de l'étude en mésocosmes, en tenant compte du cycle de frai de l'espèce de poisson. Idéalement, pour les reproducteurs du printemps, les études commenceront de six à huit semaines avant le début du frai. Si l'espèce fraie tôt au printemps et donc qu'il est impossible de l'étudier aussi longtemps avant la période du frai, les études doivent être menées le plus tard possible durant l'année pour permettre la sénescence et recrudescence des gonades. Pour les reproducteurs de l'automne, l'étude peut être menée au printemps ou à l'été, sauf peut-être pour les espèces dont les œufs arrivent à maturité rapidement. Par exemple, certains cyprins qui fraient à la fin du printemps devraient être étudiés au début du printemps, plutôt qu'à l'automne, lorsque leurs œufs peuvent encore être immatures. La température de l'eau est un autre facteur à considérer pour déterminer la période de l'étude si le taux de croissance des juvéniles augmente durant les mois d'été. Enfin, s'il existe des données historiques, il serait utile de les examiner et, s'il y a lieu, de mener l'étude à une période similaire afin de pouvoir comparer les résultats. De même, les études de suivi subséquentes devraient être réalisées à la même période de l'année, pour être comparables.

Les études en mésocosmes doivent être suffisamment longues pour mesurer les changements dans les mesures terminales exigées, tout en étant assez courtes pour être rentables. Des périodes d'exposition de 30 jours durant l'été et l'automne ont été utilisées pour mesurer les changements dans la taille des organes adultes (taille du foie et des gonades) et le taux de croissance des jeunes de l'année du chabot visqueux, après exposition à un effluent. Des périodes d'exposition plus longues (50 à 60 jours) sont recommandées pour évaluer les paramètres chez les adultes et les variations dans la croissance des juvéniles. Il n'est toutefois pas jugé rentable de prolonger la période d'exposition au-delà de 60 jours, à moins d'adopter des mesures de réduction des coûts (p. ex., embaucher un étudiant durant l'été pour assurer le suivi du système durant l'étude).

Enfin, toutes les études en mésocosmes devraient être réalisées durant les périodes d'exploitation normales de l'entreprise. Durant l'étude, les effluents sont prélevés tous les jours ou tous les deux jours et devraient être représentatifs des effluents rejetés durant les conditions normales d'exploitation. Il importe par ailleurs d'éviter de stocker des effluents, par exemple durant une période de transition où l'on passe de la production de bois dur au bois mou, ou durant les périodes de fermeture des usines de blanchiment. De plus, les études devraient être menées lorsque l'usine utilise une source d'approvisionnement uniforme (c.-à-d. la moitié de l'étude ne doit pas être réalisée pendant le traitement de résineux et l'autre moitié, durant le traitement de feuillus). De même, les études en mésocosmes dans les mines ne devraient pas être menées s'il n'y a pas eu de rejet d'effluent pendant une longue période (mois), ni durant une période de perturbation du système de traitement des eaux usées.

12.1.10.4 Méthodologie relative au poisson

12.1.10.4.1 Installation générale

Après que le système de mésocosmes a été amené sur les lieux de l'étude et qu'il a été branché aux réseaux d'alimentation en eau de référence et en électricité, on procède à l'introduction du substrat dans les bassins, ainsi qu'à l'étalonnage du débit d'eau et de la vitesse du courant dans les bassins, tel que décrit précédemment. Selon les caractéristiques du substrat propre au site, du gravier concassé ou du sable lavé peut être ajouté dans chaque bassin, sur une couche de 5 cm. Lors d'études précédentes, de grosses roches lavées ont aussi été ajoutées dans chaque bassin pour servir de refuge au poisson.

Le poisson est prélevé d'une zone de référence, non exposée à l'effluent à l'étude. La collecte doit bien sûr se faire par des méthodes de prélèvement non létales, par exemple à l'aide de pièges à vairons ou de trappes en filet ou par la pêche à l'électricité avec filets de retenue. Ces techniques sont décrites en détail dans les guides techniques publiés par Environnement Canada (1995b, 1998, 2001). Le poisson est habituellement trié sur le terrain pour s'assurer que l'on a prélevé un nombre suffisant de juvéniles, ainsi que d'adultes de chaque sexe (si l'espèce est dimorphe), et que le poisson recueilli est de taille similaire. Si l'espèce choisie n'est pas sexuellement dimorphe, on suppose que les sex-ratios sur le terrain sont égaux et le poisson est réparti de façon aléatoire entre les bassins. On peut aussi prélever un sous-échantillon de ces poissons et les disséquer pour en déterminer la répartition par sexe, si l'on veut plus d'informations. Les poissons sont transportés à la zone d'étude dans des contenants munis de couvercles et suffisamment aérés. Si aucune zone de référence n'est disponible, des poissons d'élevage peuvent être utilisés si l'espèce est présente dans la zone à l'étude.
Sur les lieux de l'étude – de préférence le même jour – les poissons sont mesurés (longueur et poids) et marqués au besoin, puis sont répartis de façon aléatoire entre les bassins. Le degré de précision des mesures doit être conforme aux exigences définies dans les guides techniques d'Environnement Canada (1995b, 1998, 2001), le niveau de précision étant plus élevé pour les espèces de petite taille. Le nombre optimal de poissons par bassin est de 20 adultes de chaque sexe et de 30 juvéniles. Pour assurer une répartition aléatoire des poissons entre les bassins, on installe 16 seaux aérés contenant de l'eau de référence. Chaque poisson est mesuré puis est déposé dans un des seaux, jusqu'à ce que chaque seau contienne un poisson. Cette procédure est répétée jusqu'à ce que tous les seaux renferment chacun cinq poissons. Les seaux sont alors

répartis de façon aléatoire entre les bassins, et la procédure est répétée jusqu'à ce que l'on ait atteint le nombre voulu d'échantillons par bassin. Il est essentiel de suivre cette procédure pour s'assurer, par exemple, que les poissons les plus gros ne se retrouvent pas tous dans les premiers bassins.

La répartition des poissons peut se faire selon l'un des deux scénarios suivants (figure 5). Les adultes et les juvéniles peuvent être placés dans les mêmes bassins, si le taux de croissance des juvéniles est déterminé uniquement en fonction de la longueur et du poids mesurés au début et à la fin de l'étude et que les adultes ne sont pas cannibales (figure 5a). Cependant, si le taux de croissance des juvéniles doit être évalué tout au long de l'étude (par exemple, les juvéniles sont marqués en vue de la prise de mesures répétées durant l'étude), il est recommandé de placer les adultes et les juvéniles dans des bassins différents (ou dans des zones différentes à l'intérieur d'un même bassin si ces zones peuvent être séparées physiquement), afin de réduire au minimum le stress dû à la capture des adultes (figure 5b). La répartition des bassins entre chaque traitement (témoin, effluent) doit se faire de façon aléatoire – même si la figure 5 montre le contraire pour faciliter l'illustration – et les poissons sont également répartis de façon aléatoire entre chaque bassin. On réduit ainsi au minimum les différences entre les bassins qui seraient dues à des facteurs tels que l'emplacement du bassin sur la remorque.

Après l'ensemencement, on laisse les poissons s'adapter aux conditions en cours d'eau artificiel pendant au moins 72 heures, avant d'y ajouter l'effluent. Les bassins doivent être recouverts d'un filet pour réduire au minimum la perte de poissons qui s'échapperaient des seaux ou qui seraient la proie des oiseaux. Durant la période d'exposition (de 30 à 60 jours), les poissons sont nourris de granulés pour truites à raison de 4 à 6 % du taux corporel total par bassin, par jour, la grosseur des granulés variant en fonction de la taille de l'espèce à l'étude. Lors d'études antérieures, les granulés ont été pulvérisés avant d'être servis aux poissons.

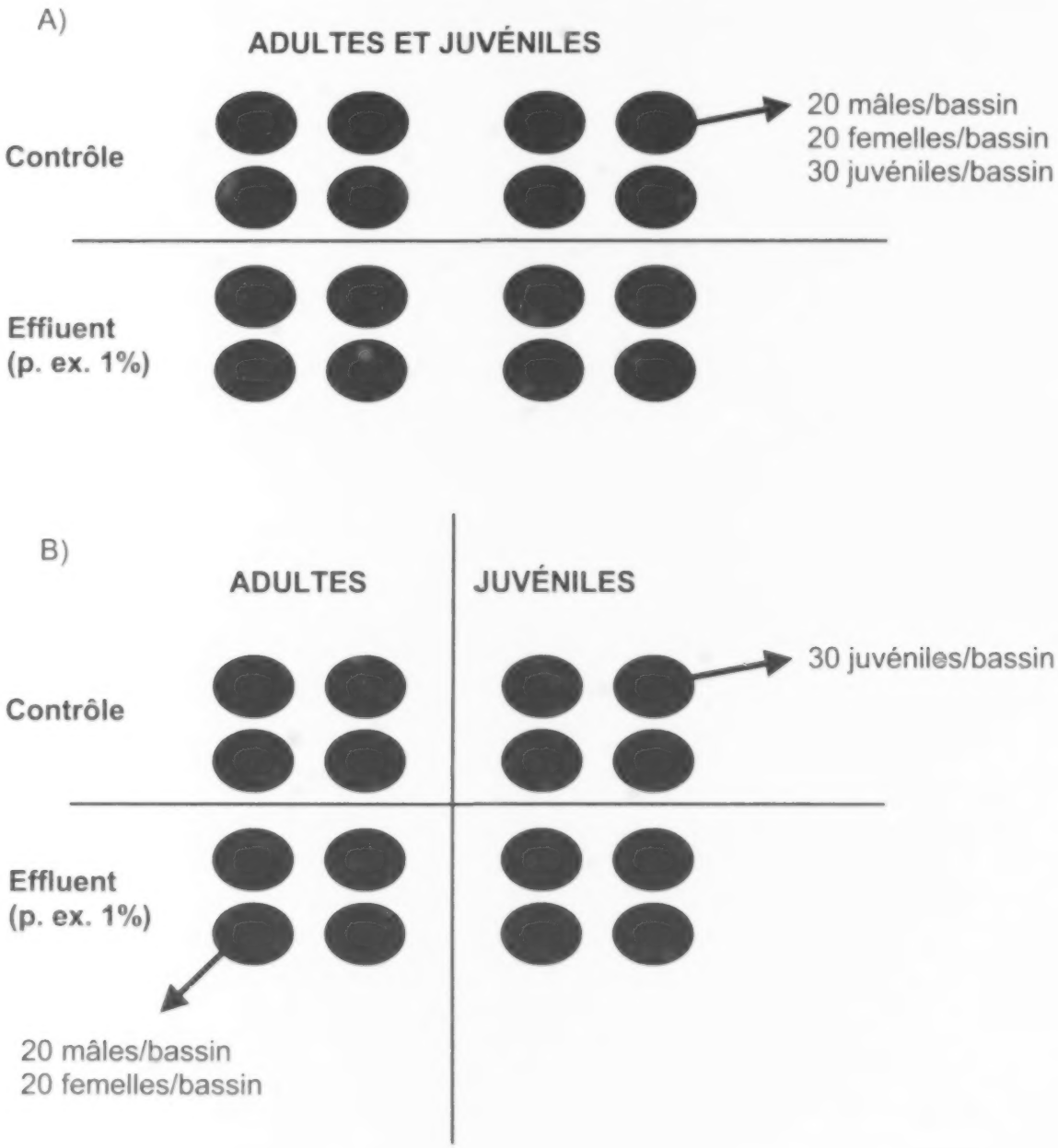


Figure 12-1 Scénarios de répartition des poissons où A) les adultes et les juvéniles sont placés dans le même bassin et B) les adultes et les juvéniles sont placés dans des bassins distincts. En situation réelle, la répartition des bassins entre les divers traitements se fait de façon aléatoire.

12.1.10.4.2 Entretien et surveillance

L'entretien quotidien pendant la durée de l'étude inclut l'étalonnage du débit de l'eau et des effluents dans chaque bassin, pour s'assurer que l'on obtient les dilutions voulues, ainsi que le nettoyage des grilles et l'alimentation des poissons. Les conduites d'évacuation d'eau de chaque bassin sont grillagées pour éviter la perte de poissons (figure 3c) et ces grilles doivent être nettoyées chaque jour pour ne pas que le tuyau de trop-plein s'encrasse. Il faut aussi voir chaque jour à l'entretien de la pompe et remplacer les conduites péristaltiques s'il y a encrassement, croissance d'algues ou fuite causée par l'usure due au frottement contre les têtes de la pompe.

Il faut vérifier chaque jour s'il y a des poissons morts dans chaque bassin et mesurer divers paramètres physiques et chimiques de l'eau (incluant la température, la concentration en oxygène dissous, la conductivité et le pH). Ces mesures peuvent être prises à l'aide d'instruments YSI ou d'appareils de lecture continue comme un hydrolab ou une thermistance. L'oxygène dissous est un critère d'une importance vitale, en particulier dans les études sur des effluents à forte teneur en matières organiques (p. ex., les effluents des usines de pâtes). Dans tous les bassins, le taux d'oxygène dissous doit être maintenu à au moins 60 % et, de préférence, au-dessus de 80 %, en utilisant, au besoin, un système d'aération.

12.1.10.4.3 Échantillonnage et analyse des poissons

L'ordre d'échantillonnage des bassins doit être aléatoire et, idéalement, tous les bassins devraient être échantillonnés le même jour. Si cela est impossible, l'échantillonnage aléatoire réduira les différences entre les bassins répétés qui ne sont pas analysés le même jour. Il faut terminer l'échantillonnage de tous les poissons d'un même bassin, avant de passer au suivant.

Au moment de l'échantillonnage d'un bassin, l'alimentation en eau et en effluent dans ce bassin est interrompue et la hauteur d'eau est réduite à l'aide de siphons grillagés. On peut aussi retirer les grosses roches pour faciliter l'échantillonnage, et les poissons sont recueillis à l'aide de filets à main. La répartition des mâles, des femelles et des juvéniles entre trois seaux différents, au cours du prélèvement, facilite les opérations. Les poissons sont gardés dans des seaux couverts et aérés, jusqu'au moment d'effectuer les mesures. Une équipe efficace de quatre personnes devrait pouvoir mesurer tous les poissons d'un même bassin, en moyenne en une demi-heure.

Les mesures prises et leur niveau de précision doivent être conformes aux normes prescrites dans les guides techniques d'Environnement Canada (1998, 2001). Les procédures relatives à la préparation des échantillons, aux analyses en laboratoire et à l'AQ/CQ sont les mêmes, pour les études en mésocosmes et sur le terrain.

12.1.10.5 Évaluation et interprétation des données

12.1.10.5.1 Exigences générales

Lors des études en mésocosmes, il doit y avoir évaluation et interprétation des données après chaque phase de suivi ou d'évaluation, comme cela se fait pour les études sur le terrain. Cette phase d'évaluation et d'interprétation des données vise à répondre aux questions suivantes :

- y a-t-il un effet?
- l'effet est-il relié à la mine ou à l'usine?
- connaît-on l'ampleur et l'étendue de l'effet? et,
- connaît-on la cause de l'effet relié à la mine ou à l'usine?

Aux fins du programme d'ESEE, un effet sur le poisson fait référence à une différence statistique entre les mesures portant sur des populations de poissons provenant de la zone d'exposition et de la zone de référence). Nous ne présentons ici qu'un aperçu de la méthode proposée pour l'analyse et l'interprétation des données pour les études en mésocosmes; pour plus d'informations à ce sujet, consulter Environnement Canada (1998, 2001).

À l'issue de la phase d'évaluation et d'interprétation des données, les mines doivent soumettre un rapport d'interprétation à l'agent d'autorisation (AO). Ce rapport doit entre autres faire mention de toute modification apportée au plan d'étude soumis, de tout effet observé et des conclusions de l'étude, et inclure un calendrier indiquant à quel moment sera réalisée la prochaine phase de suivi.

12.1.10.5.2 Analyse statistique des paramètres

Pour déterminer s'il y a ou non effet sur le poisson exposé aux effluents dans le système de mésocosmes, on procède à une analyse statistique des données tel qu'indiqué aux tableaux 3 et 4. Les variables biologiques seront utilisées pour calculer les paramètres suivants :

Consommation d'énergie (croissance et reproduction)

- croissance : taille des juvéniles à la fin de la période d'exposition, comparativement aux mesures prises au début de l'étude;
- reproduction : poids des gonades (par rapport au poids corporel et à la longueur); fécondité (par rapport au poids corporel et à la longueur).

Survie

- pourcentage de survivants dans les bassins, à la fin de la période d'exposition.

Stockage d'énergie (condition)

- condition (poids corporel par rapport à la longueur);
- poids du foie (par rapport au poids corporel et à la longueur).

Il est fréquent que l'on observe des différences entre les sexes, au niveau du taux de croissance, du poids corporel, du coefficient de condition, de la taille des gonades et de la taille du foie, car

les besoins énergétiques globaux des mâles et des femelles diffèrent. Il faut donc évaluer les deux sexes séparément pour estimer la variabilité de chaque paramètre. De même, les poissons immatures ou juvéniles devraient eux aussi être analysés séparément. On utilisera de préférence les analyses indiquées aux tableaux 3 et 4, bien que d'autres analyses portant sur des paramètres précis peuvent aussi être réalisées, selon la variabilité de l'ensemble de données. À titre d'exemple, les sujets utilisés pour l'ensemencement des bassins, dans les études en mésocosmes, sont de taille similaire. Donc, la variabilité des paramètres mesurés est moindre que lors des études sur le terrain et les analyses de régression des données, comme l'analyse de covariance, portent sur un intervalle de valeurs plus petit. Dans ce cas, on procédera à une analyse de la variance du poids initial des organes (taille du foie et des gonades) et, de préférence, à une analyse des mesures de rapport (indice hépatosomatique ou indice gonadosomatique) ou des coefficients de condition.

L'ordre d'analyse des données est essentiellement une question de préférence personnelle, mais les méthodes recommandées se divisent en cinq étapes : a) préparation des analyses; b) compilation de statistiques sommaires initiales; c) analyses de variance; d) analyses de covariance et e) analyses de la puissance statistique. Pour plus d'information sur ces différentes étapes, consulter Environnement Canada (1998, 2001). Les facteurs statistiques propres aux études en mésocosmes sont définis ci-après.

Tableau 12-3: Effets sur le poisson - Paramètres biologiques recommandés pour déterminer les effets (un effet étant ici défini comme une différence statistiquement significative entre les bassins d'exposition et les bassins de référence)

Type de réponse	Paramètre	Méthode statistique
Survie	Survie des juvéniles et des adultes	Analyse de variance
Consommation d'énergie (Croissance)	Croissance des juvéniles (variation de la longueur dans le temps)	Analyse de variance (à plusieurs niveaux)
	Croissance des juvéniles (variation du poids net total de l'animal dans le temps)	Analyse de variance (à plusieurs niveaux)
(Reproduction)	Taille relative des gonades (poids des gonades par rapport au poids corporel) – Adultes	Analyse de covariance
Stockage d'énergie (condition)	État des juvéniles et des adultes (poids corporel par rapport à la longueur)	Analyse de covariance
	Taille relative du foie (poids du foie par rapport au poids corporel) - Adultes	Analyse de covariance

Tableau 12-4: Paramètres biologiques à utiliser pour les analyses complémentaires. Ces analyses sont menées à des fins d'information et l'effet n'est pas nécessairement déterminé en fonction des différences statistiquement significatives entre les bassins d'exposition et de référence

Type de Réponse	Variable complémentaire	Méthode statistique
Consommation d'énergie (Croissance)	Poids corporel des adultes (total)	Analyse de variance (à plusieurs niveaux)
	Taille des adultes	Analyse de variance (à plusieurs niveaux)
(Reproduction)	Taille relative des gonades (poids des gonades par rapport à la longueur) – Adultes	Analyse de covariance
	Fécondité relative (N^{bre} d'oeufs/femelle en fonction du poids corporel)	Analyse de covariance
	Fécondité relative (N^{bre} d'oeufs/femelle en fonction de la longueur)	Analyse de covariance
Stockage d'énergie (condition)	Taille relative du foie (poids du foie par rapport à la longueur)	Analyse de covariance
	Taille relative des œufs (poids moyen des œufs par rapport au poids corporel)	Analyse de covariance

12.1.10.5.3 Analyse de la variance à plusieurs niveaux

Pour toute variable mesurée une seule fois sur l'ensemble d'un système de bassins répétés, le plan statistique consiste en un simple test *t* qui compare les traitements (exposition/témoin). Les mésocosmes ou bassins sont les unités de répétition des traitements. Cependant, tous les paramètres biologiques et biochimiques sont mesurés sur les échantillons répétés à un niveau inférieur – c'est-à-dire sur des poissons individuels ou des groupes composés de plusieurs poissons à l'intérieur des bassins. Ces variables sont analysées par analyse de la variance à plusieurs niveaux (tableau 5). Si la variance entre les bassins répétés d'un même traitement (erreur de type I) est élevée par rapport à la variance entre des échantillons uniques ou composites à l'intérieur d'un même bassin (erreur de type II), l'analyse de la variance à plusieurs niveaux consiste en fait en un test *t* qui compare les traitements – les moyennes des bassins servant d'observations répétées. Cependant, si l'erreur I est faible par rapport à l'erreur II (p. ex., $p>0,25$), alors les deux termes d'erreur peuvent être regroupés pour accroître la puissance du test de comparaison des traitements (en d'autres mots, le sujet individuel ou l'échantillon composite devient maintenant l'unité de répétition, au lieu du bassin).

Tableau 12-5: Tableau de l'analyse de la variance à plusieurs niveaux, avec deux traitements, quatre bassins répétés par traitement et *n* échantillons individuels ou composites dans chaque bassin répété

Source		ny	Test F
Traitement	Tr	(Tr-1) = 1	MS (Tr) /MS (Erreur 1)
Bassins par traitement	Erreur 1	Tr(r-1) = 6	MS (Erreur 1) /MS (Erreur 2)
Échantillons individuels ou composites dans chaque bassin	Erreur 2	T(n-1) = 232	

Où : nu = degrés de liberté; MS = carré moyen
Tr = nombre de traitements, r = nombre de bassins répétés par traitement
T = nombre de bassins; n = nombre de poissons par bassin

12.1.10.5.4 Analyse de covariance

L'estimation de la plupart des paramètres se fait par régression d'une variable par rapport à une autre, par analyse de covariance. L'analyse de covariance réunit les caractéristiques des analyses de variance et de régression et peut être utilisée pour comparer des régressions entre de multiples classifications (c.-à-d. aires d'échantillonnage) (Snedecor et Cochran, 1980). L'erreur quadratique moyenne (EQM; variance du modèle, s^2 = E.-T.^{2} des résidus de la régression]) du modèle de l'analyse de covariance devrait être utilisée pour estimer la variance des paramètres du poisson, lorsque l'échantillon est suffisamment large (au moins 20 poissons). Pour les études en mésocosmes, toutefois, les poissons sont choisis de manière à tous se situer à l'intérieur d'une fourchette de taille et d'âge comparativement restreinte. Il n'est donc peut-être pas nécessaire de procéder à une analyse de covariance pour tenir compte de l'effet de la covariable taille/âge sur les paramètres mesurés. Cependant, s'il faut étendre la fourchette des tailles et des âges à cause d'une disponibilité restreinte de poissons, des analyses de covariance peuvent s'avérer nécessaires pour éliminer les effets de la taille et de l'âge sur certains paramètres.

12.1.10.6 AQ/CQ et analyse des données

On n'insistera jamais assez sur l'importance d'assurer la qualité des données. Il y a certains éléments fondamentaux à respecter, relativement au plan de l'étude, à la cohérence des méthodes et des mesures, ainsi qu'à la définition des protocoles et des démarches, et ces exigences sont définies en détail dans Environnement Canada (1998, 2001).

Les données doivent être évaluées pour juger de la validité des hypothèses statistiques, notamment quant à la normalité et à l'homogénéité de la variance, avant d'appliquer les méthodes paramétriques définies dans Environnement Canada (1998, 2001). Cependant, la plupart des méthodes statistiques univariées, basées sur une distribution normale, sont assez robustes et peuvent justifier des écarts modérés par rapport aux hypothèses formulées. La transformation des

données initiales facilitera la normalisation des données ou l'homogénéisation des variances. On préfère souvent la transformation logarithmique, car on considère que la plupart des paramètres biologiques varient selon une échelle logarithmique ou exponentielle (Peters, 1983). Si la transformation ne permet pas d'obtenir des données qui répondent aux hypothèses, on utilisera des statistiques non paramétriques.

Au moment de concevoir une expérience, il est également souhaitable d'assurer la répartition aléatoire des réplicats entre les différents niveaux de traitement, afin que les réponses observées dans chaque échantillon répété soient indépendantes des autres échantillons répétés. Ce caractère aléatoire permet, dans une certaine mesure, de s'assurer que les différences observées entre les réponses obtenues aux différents traitements sont imputables aux effets du traitement proprement dit et non à quelque autre facteur. La répartition aléatoire des échantillons répétés entre les différents niveaux de traitement est relativement facile à réaliser durant des expériences de manipulation (comme les études en mésocosmes), mais est plus difficile lors des études d'observation sur le terrain. Le haut degré d'hétérogénéité spatiale et la difficulté d'obtenir de véritables échantillons répétés, en milieu naturel, font qu'il est difficile de procéder à des études de suivi biologique visant à prévoir les effets quantitatifs d'effluents complexes sur le biote (Buikema et Voshell, 1993; Forbes et Forbes, 1994). Bien que le suivi biologique fournisse des observations et des précisions importantes sur les effets de l'effluent sur le biote, il est souvent impossible de vérifier des hypothèses déductives lors d'études sur le terrain (Stewart-Oaten *et al.* 1992; Cooper et Barmuta, 1993). Les expériences en cours d'eau artificiels sont alors préférables, car elles permettent de contrôler des variables environnementales pertinentes et aussi de faire une véritable répétition des traitements (McIntire, 1993; Culp et Podemski, 1996). On peut donc déterminer de façon catégorique les rapports de causalité (c.-à-d. cause et effet).

12.1.11 Évaluation des effets sur la communauté d'invertébrés benthiques

12.1.11.1 Plan d'étude

12.1.11.1.1 Sélection de l'espèce

La communauté benthique constituée pour l'étude en mésocosmes doit être représentative de celle que l'on retrouve dans les zones de référence sur le terrain. Des échantillons benthiques sont prélevés de la rivière, puis on procède à l'ensemencement de l'ensemble de la communauté dans chacun des bassins du système de mésocosmes. Après avoir comparé la structure de la communauté des invertébrés benthiques dans les mésocosmes et les zones de référence, Culp *et al.* (1996, 2001), Podemski (1999) et Culp *et al.* (2000a) n'ont observé aucune différence écologiquement significative entre les deux structures, ce qui témoigne de l'efficacité de la technique d'ensemencement et de l'utilité du système de mésocosmes pour évaluer les effets d'un effluent sur des communautés d'invertébrés benthiques écologiquement pertinentes.

D'autres études en mésocosmes, portant cette fois-ci sur la rivière Athabasca, témoignent également de l'efficacité des cours d'eau artificiels pour évaluer les effets des effluents sur des communautés fluviales écologiquement pertinentes (Culp et Podemski, 1996; Culp *et al.*, 2001). Ces études ont révélé que l'exposition aux effluents avait sensiblement augmenté la biomasse algale et l'abondance d'insectes benthiques dans les mésocosmes. Ces résultats sont compatibles

avec ceux observés sur le terrain, où l'on a également constaté une hausse de la biomasse des périphytons et de l'abondance des insectes benthiques dans les zones en aval de l'effluent (zones d'exposition), par comparaison aux zones de référence situées en amont. Ces études en cours d'eau artificiels viennent appuyer les hypothèses qui découlent d'études antérieures sur le terrain, à savoir que l'abondance accrue observée en aval des points de rejet est attribuable à l'enrichissement en matières nutritives provoqué par l'effluent des usines de pâtes (Anderson, 1989; Anderson, 1991). Les systèmes de mésocosmes ont également permis de mieux comprendre les mécanismes en vertu desquels les effluents des usines de pâtes influent sur l'écosystème d 'une rivière, car il a été possible d'établir une distinction entre les variables environnementales confusionnelles présentes au niveau d'une communauté (Culp et Podemski, 1996).

12.1.11.2 Mesures terminales

12.1.11.2.1 Mesures terminales biologiques

L'étude des invertébrés benthiques prévue dans le programme d'ESEE vise à déterminer si l'effluent de la mine ou de l'usine modifie la communauté d'invertébrés benthiques (c.-à-d. y a-t-il un effet?). Le système de mésocosmes peut être utilisé pour évaluer les effets de l'effluent sur une variété de paramètres benthiques, notamment sur la structure de la communauté et les processus qui s'y déroulent, ainsi que sur la croissance et la fécondité de certains membres choisis de cette communauté (Culp *et al.*, 1996; Culp et Podemski, 1996; Podemski et Culp, 1996; Culp *et al.*, 2000, Culp *et al.*, 2001). Les études sur une communauté sont plus réalistes sur le plan environnemental (c.-à-d. qu'elles sont plus exactes, car elles intègrent les effets modificateurs dus aux interactions entre les espèces dans l'ensemble des effets dus aux facteurs de stress); de plus, elles sont mieux en mesure de définir les composantes qui, à l'intérieur de la communauté, sont les plus sensibles à un effluent donné et elles intègrent une variété de processus écologiques (p. ex., concurrence et dynamique du réseau trophique) impossibles à simuler dans une étude sur une seule espèce (Forbes et Forbes, 1994). Les essais sur des espèces multiples sont en outre un moyen très efficace d'obtenir de l'information sur la sensibilité relative d'un grand nombre d'espèces au cours d'une même étude. Les études en mésocosmes permettent d'examiner les questions qui se posent à l'échelle de la communauté et qui ont trait aux effets potentiels de diverses concentrations d'effluent sur les producteurs primaires (algues fixées) et secondaires (insectes benthiques). Les paramètres précis mesurés dans le cadre de ces études incluent la croissance du périphyton, la croissance de certains taxons d'insectes, la structure des communautés d'algues et d'invertébrés, ainsi que la concentration de contaminants dans les algues (tableau 1) (Culp et Cash, 1995; Culp *et al.*, 2000; Culp *et al.*, 2001; Dubé *et al.*, 2001a).

Tous les paramètres servant à mesurer les effets d' un effluent sur les invertébrés benthiques dans le cadre des ESEE sur le terrain peuvent aussi être mesurés dans un système de mésocosmes. Aux fins du programme d'ESEE, un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques se définit comme une différence statistique entre les mesures prises dans la zone d'exposition et la zone de référence, ou encore une différence statistique entre les mesures prises dans les aires d'échantillonnage de la zone d'exposition – lesquelles mesures indiquent une diminution graduelle de la concentration de l'effluent – à l'égard de n'importe lequel des descripteurs suivants :

- Densité totale des invertébrés
- Richesse du taxon (c.-à-d. familles)
- Indice de diversité de Simpson
- Indice Bray-Curtis (réduit, à un seul nombre, la différence globale au niveau de la communauté, entre le traitement témoin et le traitement d'exposition, et ne requiert pas la formulation d'hypothèses préalables au sujet de la nature de la communauté (Taylor et Bailey, 1997).

Pour l'interprétation des effets, il est recommandé de se baser sur l'homogénéité, ainsi que sur la densité, la proportion et la présence/l'absence du taxon (Environnement Canada, 2001). Ces descripteurs sont des mesures sommaires choisies pour englober l'éventail de réponses susceptibles d'être causées par l'effluent, y compris des changements dans la productivité, la composition des espèces et la biodiversité. La documentation fait état d'un grand nombre d'autres mesures descriptives sur les invertébrés benthiques (pour une revue, voir Resh et McElravy, 1993) qui peuvent être utilisées, s'il y a lieu, dans des conditions spécifiques au site pour faciliter l'interprétation des effets déterminés à partir des principaux descripteurs précités.

12.1.11.3 Période et durée de l'exposition aux effluents

Les études en mésocosmes sur les invertébrés benthiques peuvent être réalisées à n'importe quel moment, entre le début du printemps et la fin de l'automne. La température est le principal facteur limitant, l'utilisation des mésocosmes étant impossible à une température inférieure à -5 °C à cause du gel des conduites d'eau. Les études devraient toutefois être réalisées à des périodes où l'exposition aux effluents est maximale, afin de reproduire les conditions environnementales les plus réalistes qui soient. De plus, les études devraient être menées à une période de l'année où la diversité des invertébrés benthiques est maximale et où la température de l'eau est propice à leur croissance. Si des données historiques sont disponibles, il serait utile de les examiner et, s'il y a lieu, de réaliser l'étude à une période similaire, afin de pouvoir établir des comparaisons. De même, les études de suivi subséquentes devraient être réalisées à des périodes similaires de l'année, là encore pour assurer la comparabilité des données.

La durée des études en mésocosmes sur les invertébrés benthiques est en général de 30 à 45 jours, ce qui comprend une période d'ensemencement de 7 à 12 jours pour les producteurs primaires et une période d'exposition de 25 à 30 jours aux effluents. Tous les paramètres liés à la communauté peuvent être mesurés – et l'ont en fait été – durant cette période. Les effluents sont prélevés chaque jour ou tous les deux jours durant les études et doivent être représentatifs des conditions normales d'exploitation de l'usine.

12.1.11.4 Protocole relatif aux invertébrés benthiques

12.1.11.4.1 Installation générale

Les exigences générales spécifiées aux sections 12.1.3 et 12.1.6 s'appliquent également aux études sur les invertébrés benthiques. Le débit total recommandé pour l'eau de référence ou l'eau de dilution et l'effluent dans chaque bassin est de 2 L/min. Avec un tel débit, le temps de renouvellement est de deux heures dans chaque bassin (volume : 227 L). Un temps de renouvellement de quatre heures a aussi été utilisé pour réduire la quantité d'effluents requis, mais il s'agit du maximum. En effet, il n'est pas recommandé d'avoir un temps de renouvellement plus long, à cause des effets qui en résultent sur la température et le taux d'oxygène dissous dans les bassins. Pour les applications sur les invertébrés, la vitesse du courant dans chaque bassin est maintenue à l'aide d'un système à hélices entraîné par courroie (voir la section 12.1.3). Le courant dans chaque bassin est fixé en fonction des conditions propres au site, mais il varie habituellement entre 10 et 20 cm/s.

Avant d'introduire le substrat, cinq sacs d'échantillonnage (0,1 m^2, maille de 500 µm) sont déposés dans le fond de chaque bassin. Ces sacs sont retirés à la fin de l'expérience, ce qui donne cinq sous-échantillons par bassin. Un milieu benthique normalisé est reproduit à l'intérieur de chaque bassin pour simuler l'habitat dominant dans l'environnement. Jusqu'à maintenant, les études en mésocosmes sur les invertébrés benthiques ont porté principalement sur des habitats fluviaux dominés par des rapides. Le fond de chaque bassin et les sacs d'échantillonnage sont recouverts d'une couche de 8 cm de gravier lavé (pierres d'un diamètre de 1 à 2 cm). Le gravier est laissé pendant une période de colonisation de 7 à 12 jours, pour favoriser une croissance algale et microbienne suffisante. Seul un apport en eau est assuré dans les mésocosmes (2 L/min) durant cette période de colonisation. La durée de la période de colonisation varie en fonction des conditions propres au milieu et elle dépend de la température et de la colonisation des algues de la rivière dans le système.

À l'issue de la période de colonisation, on procède au transfert des communautés benthiques dans les mésocosmes, ce protocole étant lui aussi spécifique au site. Nous vous présentons ci-après un exemple d'un protocole d'ensemencement pour un habitat caractérisé par des rapides sur substrat composé essentiellement de grosses pierres et de gravier :

1. De larges pierres (~x superficie = 535 cm^2) sont sélectionnées de façon aléatoire dans la zone de référence de la rivière et sont déposées dans les mésocosmes avec le périphyton et les invertébrés qui y correspondent. Ces roches ajoutent au substrat et favorisent l'ensemencent des bassins par une communauté naturelle de périphyton et d'invertébrés benthiques.
2. Les pierres sont recueillies à l'aide d'un filet en U de 0,1 m^2 (maille de 500 µm) (Scrimgeour *et al.*, 1993); elles sont soulevées avec soin du lit de la rivière et sont déposées dans un seau contenant de l'eau de la rivière. Le substrat de gravier sous les roches est ensuite remué doucement (jusqu'à une profondeur de 5 cm) pour recueillir tout invertébré qui serait présent sous et autour de la base des roches. Le seau est transporté avec soin jusqu'au système de mésocosmes, en évitant de déloger le périphyton et les invertébrés présents sur les roches. Les pierres sont réparties au hasard entre les bassins et sont placées de manière à ce que leur orientation par rapport à l'écoulement de l'eau rappelle leur orientation dans le milieu naturel. Ce processus se poursuit jusqu'à ce que l'on obtienne la

densité voulue de pierres (p. ex., 10 larges pierres par bassin artificiel), d'après la composition du substrat en milieu naturel. D'autres appareils d'échantillonnage peuvent aussi être utilisés pour ensemencer les bassins par les communautés benthiques et tels que décrits dans Environnement Canada (1998, 2001); l'objectif visé est de reproduire, dans les mésocosmes, la densité du milieu ambiant. Pour déterminer le nombre d'échantillons de la rivière devant être placés dans chaque bassin, on divise la superficie du système de mésocosmes (0,9 m^2) par la superficie de l'échantillonneur choisi. Cette répartition aléatoire des sous-échantillons prélevés à partir d'échantillons communs permet de s'assurer que la composition des invertébrés est similaire dans chaque bassin et elle limite la variabilité dans la composition de la communauté dans les différents mésocosmes, qui serait imputable au profil d'introduction des espèces (Wrona *et al.*, 1982).

3. Une autre série d'échantillons benthiques (biote seulement) est prélevée de la zone de référence et placée dans un contenant commun, pour estimer la composition et la densité initiales. Des sous-échantillons (Marchant, 1989) sont ensuite prélevés et ensemencés au hasard dans chaque bassin artificiel, jusqu'à ce que la densité des invertébrés dans les bassins se rapproche de la densité en milieu ambiant.

Il est important d'appliquer des protocoles d'ensemencement uniformisés, car la séquence utilisée pour répartir les échantillons prélevés d'une source commune entre les différents mésocosmes peut donner lieu à de grandes différences dans la structure de la communauté, différences qui ne sont aucunement liées aux traitements à l'étude (Drake *et al.*, 1996). La communauté d'essai est constituée de multiples niveaux trophiques établis à partir d'échantillons aléatoires prélevés de la rivière à l'étude. Il est donc possible de mesurer des paramètres portant sur l'ensemble de la communauté, par exemple la composition des espèces, le rapport production-respiration au niveau de la communauté et la décomposition. Ces mesures reflètent les effets directs des facteurs d'agression et, plus important encore, les effets écologiques indirects qui ne peuvent être simulés lors d'une étude sur une espèce unique ou sur une chaîne trophique unique (p. ex., changements dans la structure de la communauté dus à la concurrence, ou bioamplification) (Carlisle, 2000).

Après l'ensemencement du biote, une période d'adaptation de 24 à 48 heures est prévue (apport d'eau seulement dans les mésocosmes) avant de commencer l'introduction de l'effluent dans les bassins de traitement.

12.1.11.4.2 Entretien et surveillance

L'entretien et la surveillance se font conformément au protocole défini pour le poisson à la section 12.1.10.4.2. Les bassins sont inspectés chaque jour et les grilles des drains de vidange sont nettoyées afin de prévenir l'obstruction et le débordement des bassins. Les moteurs sont lubrifiés à l'aide du lubrifiant non toxique Permatex Superlube ® (qualité alimentaire USDA H1) tous les trois à six jours, pour éviter le blocage de l'arbre de transmission. Les conduites d'alimentation en eau sont purgées régulièrement pour en éliminer les dépôts de limon et de sable. Le débit d'eau et de la solution de traitement dans chaque bassin est étalonné régulièrement. Le tuyau d'arrivée de l'effluent doit aussi être inspecté chaque jour, afin de déceler tout signe d'obstruction et d'usure sous l'effet du frottement des têtes de la pompe, et il doit être remplacé, au besoin.

Les exigences quotidiennes, relativement à la surveillance de chaque bassin, incluent la mesure des paramètres physiques et chimiques de l'eau, y compris la température, le taux d'oxygène dissous, la conductivité et le pH. Ces mesures peuvent être prises à l'aide d'instruments YSI ou

d'appareils d'enregistrement continu tels qu'un hydrolab ou une thermistance. Le taux d'oxygène dissous est un paramètre d'une importance vitale, notamment pour les études sur des effluents à forte teneur en matières organiques (p. ex., les effluents des usines de pâtes). Dans tous les bassins, le taux d'oxygène dissous doit être maintenu à au moins 60 % -- et de préférence à 80 % -- en utilisant, au besoin, un système d'aération.

12.1.11.5 Échantillonnage et analyse des algues et des invertébrés benthiques

L'échantillonnage des communautés d'algues dans les mésocosmes est considéré comme une mesure complémentaire pour évaluer les effets des effluents sur les communautés d'invertébrés benthiques. Nous présentons néanmoins l'information sur l'échantillonnage et la collecte, car ces échantillons doivent être prélevés avant l'échantillonnage des invertébrés benthiques pour assurer l'intégrité de l'échantillon. L'échantillonnage des bassins se fait par sélection aléatoire afin de réduire au minimum les différences imputables à la période d'échantillonnage des bassins répétés pour l'étude d'un même traitement. Les échantillons de périphyton sont prélevés une fois, à la fin de la période d'exposition, et un échantillon composite formé de trois pierres par bassin est analysé pour réduire la variabilité. L'échantillonnage des pierres se fait à l'aide d'un scalpel qui sert à prélever le périphyton sur une plaque d'une superficie déterminée (p. ex., 9,6 cm^2). Les échantillons de périphyton sont placés dans des flacons et conservés sur la glace jusqu'au moment d'être congelés (la même journée). Au laboratoire, chaque échantillon est homogénéisé et divisé en deux parties, et chaque portion est filtrée à travers un filtre GF/C. La concentration de *chlorophylle a* est déterminée par extraction du filtre et des substances qui y sont fixées dans un bain d'éthanol à 90 % à 80 °C, pendant 5 min, puis en mesurant la fluorescence à l'aide d'un fluorimètre Turner Designs de la série 10. La masse sèche sans cendre est déterminée en pesant l'échantillon après séchage pendant 24 h à 105 °C, puis en brûlant le filtre à 500 °C et en déterminant la perte de poids après la calcination.

L'échantillonnage des invertébrés benthiques dans les bassins se fait également de façon aléatoire pour réduire au minimum les différences dues à la période d'échantillonnage des différents bassins répétés d'un même traitement. Le prélèvement des échantillons d'invertébrés se fait en soulevant les sacs d'échantillonnage déposés au fond de chaque bassin; on obtient donc cinq sous-échantillons par bassin. Les sous-échantillons sont ensuite lavés dans un tamis à maille de 500 µm. Le tamisage sur le terrain doit se faire immédiatement après l'extraction de l'échantillon et avant sa conservation, tel que prescrit par Environnement Canada (1998, 2001). La taille recommandée du tamis ou des mailles pour toutes les applications du système de mésocosmes en eau douce est de 500 µm. En eau douce, les macroinvertébrés se définissent comme ceux retenus par des mailles de 200 à 500 µm (Slack *et al.*, 1973; Weber, 1973; Wiederholm, 1980; Suess, 1982), bien que les organismes immatures de certains taxons puissent être plus petits et que certains puissent être plus gros au stade adulte. À noter que ce maillage s'applique à l'ensemble du matériel utilisé sur le terrain et en laboratoire (c.-à-d. filet de Nitex sur les échantillonneurs d'invertébrés benthiques et le tamis). Dans certaines circonstances spécifiques du milieu, il peut être souhaitable d'utiliser un tamis de plus petit calibre pour recueillir des organismes plus petits. Voici quelques cas où l'utilisation d'un maillage plus petit (moins de 500 µm) pourrait être indiquée :

1) pour établir des comparaisons, si des tamis de maillage plus petits ont été utilisés dans le cadre d'études antérieures sur les invertébrés benthiques du système à l'étude, ou

2) si, pour des raisons d'ordre pratique, l'échantillonnage doit être fait à une période de l'année où les organismes sont très petits. Rees (1984), Barber et Kevern (1974) et Jonasson (1955) fournissent plus de précisions sur les variations saisonnières du maillage.

Dans les cas précités, il est fortement recommandé d'utiliser une série de tamis superposés dont le maillage satisfait tout au moins au calibre obligatoire et d'utiliser tout autre maillage plus petit, s'il y a lieu. De cette façon, on satisfait non seulement aux critères spécifiques du milieu, mais aussi aux objectifs du programme d'ESEE car l'utilisation de tamis de maillage normalisé permet de faire des comparaisons nationales ou régionales.

Après le tamisage de l'échantillon, les invertébrés sont conservés immédiatement dans du formol à 10 %. Au laboratoire, les échantillons sont triés et identifiés. Lors d'études précédentes en mésocosmes, on a utilisé trois sacs d'échantillonnage prélevés au hasard de chaque bassin pour en trier le contenu. La *famille* est le niveau d'identification hiérarchique recommandé. Toutes les statistiques sommaires et mesures descriptives doivent être calculées et déclarées au niveau de la famille, en vue de la production des rapports d'interprétation exigés aux fins du programme d'ESEE. Les organismes qui ne peuvent être identifiés au niveau taxonomique voulu sont classés dans une catégorie distincte, dans l'ensemble de données de base. Il est recommandé que les chercheurs utilisent les clés taxonomiques qui conviennent à la région géographique à l'étude; une liste détaillée des références taxonomiques pour divers groupes d'organismes dulcicoles est présentée dans Environnement Canada (1998, 2001).

12.1.11.6 Évaluation et interprétation des données

L'étude en mésocosmes, pour l'évaluation des effets d'un effluent sur la communauté d'invertébrés benthiques, se fait essentiellement selon le protocole défini dans Environnement Canada (1998, 2001) pour l'évaluation et l'interprétation des données lors des enquêtes sur le terrain, puisque les mesures terminales sont les mêmes. La seule différence au niveau de l'évaluation des données a trait au nombre de répétitions par traitement : pour les études en mésocosmes, $n = 8$ selon le protocole contrôle/impact, alors que $n = 5$ pour les études sur le terrain. L'évaluation et l'interprétation des données après chaque phase de surveillance visent à répondre aux questions suivantes :

- y a-t-il un effet?
- l'effet est-il relié à la mine ou à la fabrique?
- connaît-on l'ampleur et l'étendue de l'effet? et,
- connaît-on la cause de l'effet relié à la mine ou à la fabrique?

Durant l'évaluation des effets, toute différence significative entre la zone de référence et la zone d'exposition, en regard de l'un ou l'autre des descripteurs principaux suivants, doit être interprétée comme un effet sur la communauté d'invertébrés benthiques :

1) Densité totale d'invertébrés
2) Richesse du taxon (c.-à-d. famille)
3) Indice de diversité de Simpson
4) Indice Bray-Curtis

Il est recommandé de s'appuyer sur l'uniformité, ainsi que sur la densité, la proportion ou la présence/l'absence du taxon, pour faciliter l'interprétation des effets (Environnement Canada, 2001). Le calcul de ces mesures est décrit en détail dans Environnement Canada (1998, 2001). Les analyses statistiques, les méthodes d'AQ/CQ des données et les exigences en matière de production de rapports sont les mêmes que pour les études sur le terrain, l'hypothèse étant qu'un traitement en mésocosmes équivaut à une zone d'exposition, tandis que chaque bassin artificiel répété correspond à une station de mesure sur le terrain.

12.1.12 Mesures d'appui

12.1.12.1 Mesures terminales liées à la chimie de l'eau

Dans les études en mésocosmes, il est essentiel de réduire au minimum les différences entre les bassins au niveau des paramètres physiques et chimiques de l'eau, afin que les effets attribués à l'effluent ne soient pas dus à des facteurs confondants. Donc, la température, le taux d'oxygène dissous, le pH et le débit d'entrée de l'eau et de l'effluent sont vérifiés tous les jours. On doit aussi mesurer la vitesse du courant au début et à la fin de chaque étude, en particulier dans les études sur les invertébrés benthiques. La distribution de la vitesse du courant entre les bassins se fait en utilisant une des nombreuses marques de mesureurs de la vitesse. Lors d'études précédentes, la vitesse moyenne dans les mésocosmes (au-dessus du substrat rocailleux) ($x = 0,26 \pm 0,01$ m/s, $n = 150$) a été réglée de manière à être similaire à la vitesse du courant mesurée au-dessus des pierres, à une profondeur similaire sur le terrain (vitesse du courant $x = 0,26 \pm 0,01$ m/s; profondeur de l'eau $x = 24,8 \pm 0,72$ cm, $n = 30$) (Podemski, 1999).

La température de l'eau peut être mesurée avec un enregistreur continu. Pour ce faire, on place des enregistreurs dans un bassin et dans le réservoir de charge, la température dans le réservoir de tête correspondant à la température de l'eau puisée de la rivière. Selon les données recueillies à l'aide de thermographes placés à ces deux endroits lors d'études précédentes, un temps de séjour de deux heures dans les bassins provoque un léger refroidissement ou réchauffement de l'eau, selon les températures de l'air ambiant (Culp et Podemski, 1996). Par exemple, sur une période de trois jours, l'eau dans les bassins était plus froide la nuit et plus chaude le jour que l'eau de la rivière, l'écart maximal instantané entre la température de l'eau dans la rivière et le bassin étant $<5\ ^{0}C$.

Un protocole par mesures répétées (MR) convient à l'analyse des variables reflétant la qualité physique et chimique de l'eau mesurées plus d'une fois (tableau 6), puisque les mesures sont prises chaque fois sur les mêmes échantillons répétés (Paine, 1996). Le protocole par MR est utile pour déterminer dans quelle mesure le système de mésocosmes permet d'éliminer l'effet de toutes les variables, à l'exception de celles liées à l'exposition à l'effluent. En général, dans une étude d'impacts, les analyses des paramètres physiques et chimiques sont jugées complémentaires ou secondaires à l'analyse des paramètres biologiques et chimiques (c.-à-d. mesures des effets) et les résultats sont présentés en annexe.

Tableau 12-6: Tableau de l'analyse de la variance selon un protocole par mesures répétées (MR) avec deux traitements, quatre bassins répétés par traitement et *t* temps de mesure

Source		nγ	Test F
Traitement	Tr	(Tr-1)	MS (Tr) /MS (Erreur 1)
Bassins par traitement	Erreur 1	Tr(r-1)	MS (Erreur 1) /MS (Erreur 2)
N^{bre} fois	T	(t-1)	MS (T)/MS (Erreur 2)
Traitement x n^{bre} fois	Tr x T	(Tr-1)(t-1)	MS (Tr x T) /MS (Erreur 2)
Bassins par traitement x n^{bre} fois	Erreur 2	Tr(r-1)(t-1)	

Où : nγ = degrés de liberté; MS : carré moyen
Tr = nombre de traitements; r = nombre de répétitions par traitement
t = nombre de mesures répétées

12.1.13 Mesures terminales d'exposition

En plus d'évaluer les variations quotidiennes dans les paramètres physiques et chimiques de l'eau entre tous les bassins, on doit prélever d'autres échantillons d'eau – bien qu'à une fréquence moindre – pour l'analyse des paramètres de chimie générale. Il est recommandé de prélever des échantillons du réservoir de charge qui contient l'eau de référence, de l'effluent pleinement concentré et de chaque mésocosme, une fois à la fin de l'étude. Les échantillons devraient être analysés en regard des paramètres définis dans Environnement Canada (paramètres de suivi de la qualité de l'eau pour les mines de métaux, paramètres complémentaires pour les pâtes et papiers) (1998; 2001). Cette information s'avère souvent d'une valeur inestimable pour confirmer la dilution de l'effluent dans les bassins de traitement. Par exemple, dans des systèmes dulcicoles exposés à des effluents d'usines de pâtes, le sodium est un ion relativement conservateur présent en fortes concentrations. Donc, en comparant les concentrations de Na^+ dans les bassins de référence et les bassins d'exposition, on peut vérifier la concentration de l'effluent dans les bassins.

Le colorant rhodamine a aussi été utilisé à plusieurs occasions lors d'études en mésocosmes, après l'échantillonnage du biote, pour confirmer la concentration de l'effluent dans les bassins de traitement. Pour ce faire, une solution concentrée de rhodamine est préparée dans une cuve de stockage puis est introduite dans les bassins de traitement par les conduites d'effluent déjà en place. Après une période de renouvellement de 24 h, des échantillons sont prélevés dans le réservoir de charge contenant la rhodamine et dans chaque bassin de traitement, pour calculer les taux d'exposition.

Le principal avantage du système de mésocosmes est qu'il permet de contrôler les conditions d'exposition. Donc, il n'est habituellement pas nécessaire de procéder à des mesures chimiques pour confirmer l'exposition chez le biote. Ces mesures peuvent toutefois fournir des données complémentaires utiles dans le cas d'évaluations spécifiques du milieu. Dubé *et al.* (2001b), par exemple, ont mesuré certains acides résiniques (c.-à-d. l'acide déshydroabiétique) dans la bile du choquemort exposé à un effluent d'une usine dont la concentration rappelait celle observée dans l'environnement (3%) et ils ont comparé ces mesures à celles observées chez des poissons témoins. Les résultats obtenus indiquent une concentration nettement supérieure d'acide déshydroabiétique, ce qui corrobore que cet acide est un indicateur approprié pour confirmer l'exposition à un effluent soumis à un traitement secondaire et provenant d'une usine de pâtes approvisionnée essentiellement en résineux. Ces résultats indiquent également des différences entre les poissons témoins et exposés, qui sont dues à l'effluent.

Les taux de métaux dans les tissus indicateurs ont également été utilisés comme variables d'appui dans le cadre d'études en mésocosmes visant à examiner les effets d'un effluent minier sur le poisson. Des tissus musculaires composites prélevés de saumons atlantiques juvéniles ont révélé des taux de métaux nettement supérieurs chez les poissons exposés à l'effluent minier pendant 39 jours, par comparaison aux poissons témoins (Dubé *et al.*, inédit), les métaux mesurés dans les tissus étant par ailleurs compatibles avec ceux décelés dans l'effluent. Les indicateurs et les tissus utilisés pour mesurer l'exposition aux métaux varient selon la mine et l'espèce utilisées. En général, toutefois, les branchies, le foie et les reins sont les organes qui conviennent le mieux à l'estimation de l'exposition et de la biodisponibilité des métaux. Dans le cas des espèces de petite taille (<10 cm), on peut se baser sur les concentrations dans l'organisme entier, ou dans la carcasse après extraction du tube digestif. Le mercure est le seul élément dont l'accumulation dans les tissus musculaires a été démontrée; donc si le mercure est un contaminant préoccupant, il faudrait analyser le tissu du muscle dorsal. Pour leur part, le sang et le tissu osseux peuvent révéler une exposition au plomb et leur analyse peut être envisagée, si le plomb est le principal métal préoccupant (Hodson *et al.*, 1984). Enfin, les concentrations osseuses devraient fournir les meilleures indications d'une exposition à long terme aux métaux, tandis que les concentrations sanguines reflètent une exposition à court terme (ETIMA, 1998).

12.1.14 Autres facteurs à considérer

Les principes directeurs du programme d'ESEE se définissent comme suit : le programme doit être scientifiquement défendable, rentable et suffisamment flexible pour s'adapter aux conditions propres au milieu. Pour faire en sorte que les programmes d'ESEE demeurent ciblés et rentables, des critères de sélection ont été définis aux fins du programme d'ESEE pour le secteur des pâtes et papiers, afin de s'assurer que seules des techniques de surveillance pertinentes sur le plan environnemental, interprétables et scientifiquement défendables soient recommandées (tableau 7). Le système de bassins artificiels satisfait à tous les critères énoncés, mis à part les exceptions indiquées ci-après. Ainsi, les études en bassins artificiels utilisées pour analyser les effets d'un effluent sur le poisson ne permettent pas d'examiner les interactions entre les espèces au niveau d'une communauté ou d'une population. Il convient toutefois de noter qu'il en va de même des études actuelles sur le terrain qui ne permettent pas non plus d'examiner les interactions entre de multiples espèces au niveau de la communauté ou de la population.

Parmi les autres facteurs susceptibles de limiter l'application des systèmes de bassins artificiels, mentionnons la difficulté d'accès et l'absence d'infrastructures dans certains sites de surveillance,

ainsi que la durée du suivi (moyen terme, c.-à-d. semaines ou mois), ce qui rend impossible l'examen des procédés de bioaccumulation à long terme.

Tableau 12-7: Critères d'évaluation des solutions de rechange proposées pour le programme d'ESEE (d'après Dubé *et al.*, 2001a)

Critère d'évaluation	Description
1. Pertinence environnementale	• Les effets sur les organismes pertinents sont mesurés dans le milieu récepteur.
2. Interprétation des données	• Les mesures terminales permettent de déceler ou de quantifier les effets des effluents des usines de pâtes et papiers (ou effluents miniers) sur le poisson, l'habitat du poisson ou l'utilisation des ressources halieutiques. • Se prête à une évaluation et à une interprétation scientifiques uniformes. • Permet de déterminer l'existence d'un « effet » (différence statistiquement significative entre les sujets de référence et exposés).
3. Méthode scientifiquement défendable et applicable	• Existence de protocoles d'essai acceptables, y compris des méthodes d'AQ et de CQ. • Disponible dans le commerce. • Une étude de validation (p. ex., études pilotes) a été complétée.
4. Rentabilité	• La nouvelle technique fournit des données d'une qualité supérieure ou égale à celle des techniques actuellement acceptées. • Le coût de la technique se compare à celui des techniques actuellement acceptées.

La rentabilité du système de mésocosmes est essentielle à son utilisation aux fins du programme d'ESEE. Ce système peut s'avérer un outil efficace dans un cadre réglementaire, à la condition qu'il soit rentable et que le plan d'étude réponde aux objectifs du programme et aux hypothèses à vérifier. Les coûts d'un grand nombre de composantes de l'étude en mésocosmes se comparent à ceux d'une étude sur le terrain, car les mesures terminales sont les mêmes. Les coûts des analyses de laboratoire, par exemple, sont les mêmes. La principale différence entre les deux types d'études (sur le terrain ou en mésocosmes) vient des frais de main-d'œuvre et de l'utilisation du système de mésocosmes proprement dit. Les frais de main-d'œuvre et les coûts de transport du système dépendent du lieu de l'étude (ils sont donc spécifiques du milieu) et de la durée de la période d'exposition. Le transport du système sur place, le raccordement des réseaux d'alimentation en eau et en énergie, ainsi que l'ensemencement par le biote se font habituellement en quatre à cinq jours, par une équipe sur le terrain formée de quatre personnes et d'un électricien. Les coûts liés à l'utilisation et à l'entretien du système varient en fonction du fournisseur. Si le fournisseur envoie son personnel sur place pour toute la durée de la période d'exposition (60 jours), les coûts seront supérieurs à ceux d'une étude sur le terrain à cause des tarifs exigés par les fournisseurs. Notre approche a consisté jusqu'à maintenant à confier l'installation et le démontage du système au personnel du fournisseur, alors que l'entretien

quotidien a été assumé par le personnel de la mine ou des étudiants embauchés l'été, car ces tâches requièrent au plus une demi-journée de travail et qu'elles n'exigent pas un haut niveau de connaissances scientifiques. À titre d'estimation, les coûts des études en mésocosmes devraient se situer dans la fourchette des prix des études sur le terrain, auxquels on ajoute environ 25 %.

Il ne faut pas oublier que les études en mésocosmes sont des alternatives aux études sur le terrain. S'il est impossible de réaliser une étude sur le terrain, il faut avoir recours à une autre méthode pour obtenir l'information voulue. Tout doit être fait pour utiliser des méthodes alternatives qui soient rentables, car il s'agit du meilleur moyen d'obtenir des données de qualité possibles à interpréter, dans des milieux comportant des facteurs confondants. Si l'on envisage une étude en mésocosmes comme méthode alternative pour une mine particulière, un autre aspect qu'il faudrait envisager pour en assurer la rentabilité serait d'inclure plus d'une phase ou plus d'un effluent (p. ex., étudier la possibilité de réaliser des études conjointes entre diverses mines) dans le plan d'étude. Si le plan prévoit par exemple plusieurs niveaux d'exposition écologiquement pertinents à l'effluent, il serait alors possible de satisfaire, par la même étude, à la fois aux objectifs des phases de suivi initial et de suivi ciblé.

12.1.15 Bibliographie

ETIMA (Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impacts en milieu aquatique). 1998. *Sommaire et évaluation du rapport coût-efficacité des méthodes de surveillance des effets des effluents miniers sur les écosystèmes aquatiques évaluées sur le terrain en 1997 dans le cadre du programme ETIMA*. Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie, Ottawa (ON), Canada.

Anderson, A.M. 1989. *An assessment of the effects of the combined pulp mill and municipal effluents at Hinton on the water quality and zoobenthos of the Athabasca River*. Rapport. Environmental Quality Monitoring Branch, Environmental Assessment Division, Alberta Environment, Edmonton (AB), Canada.

Anderson, A.M. 1991. *An overview of long-term zoobenthic monitoring in Alberta rivers (1983-1987)*. Rapport. Environmental Assessment Division, Alberta Environment, Edmonton (AB), Canada.

Barber, W.E. et N.R. Kevern. 1974. Seasonal variation of sieving efficiency in a lotic habitat. *Freshwat. Biol.* 4: 293-300.

Buikema, A. et J.R. Voshell. 1993. « Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates ». In: D.M. Rosenburg et V.H. Resh (éd.), *Biomonitoring and benthic invertebrates*, Chapman and Hall, NY, États-Unis, p. 340-395.

Burt, A., Kramer, D.L., Nakasuru, K. et C. Spry. 1988. The tempo of reproduction in *Hyphessobrycon pulchripinnis* (Characidae), with a discussion on the biology of "multiple spawning". *Environ. Biol. Fish.* 22: 15-27.

Carlisle, D.M. 2000. Bioenergetic food webs as a means of linking toxicological effects across scales of ecological organization. *J. Aquat. Ecosystem Stress and Recovery* 7: 155-165.

Coad, B.W. 1995. *Encyclopedia of Canadian Fishes*. Musée canadien de la nature et Canadian Sportfishing Productions Inc., 928 p.

Cooper, S. D. et L. Barmuta. 1993. « Field experiments in biomonitoring ». In: Rosenberg, D.M. et V.H. Resh (éd.). *Biomonitoring benthic invertebrates*, Chapman and Hall, New York (NY), États-Unis, p. 399-441.

Culp, J.M. et K.J. Cash. 1995. *Potential impacts of effluent on the Thompson and upper Fraser Rivers*. DOE FRAP 1995-10. Plan d'action du Fraser, Direction de la conservation de l'environnement, Environnement Canada, Vancouver (CB), Canada.

Culp, J.M. et C.L. Podemski. 1996. « Design and application of a novel stream microcosm system for assessing effluent impacts to large rivers ». In: Servos, M.R., Munkittrick, K.R., Carey, J.H. et G.J. Van Der Kraak (éd.). *Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents*, St. Lucie Press, Delray Beach (FL), États-Unis, p. 549-555.

Culp, J.M., Podemski, C.L., Cash, K.J. et R.B. Lowell. 1996. Utility of field-based artificial streams for assessing effluent effects on riverine ecosystems. *J. Aquat. Ecosystem Health* 5: 117-124.

Culp, J.M. et R.B. Lowell. 1998. « Pulp mill effluent impacts on benthic communities and selected fish species in the Fraser River Basin ». In: Gray, C. et T. Tuominen (éd.). *Health of the Fraser River Aquatic Ecosystem, Vol. II*, DOE FRAP 1998-11, Environnement Canada, Ottawa (ON), Canada, p. 13-34.

Culp, J.M., Lowell, R.B. et K.J. Cash. 2000a. Integrating mesocosm experiments with field and laboratory studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1167-1173.

Culp, J.M., Podemski, C.L., Cash, K.J. et R.B. Lowell. 2000b. A research strategy for using stream microcosms in ecotoxicology: integrating experiments at different levels of biological organization with field data. *J. Aquat. Ecosystem Stress and Recovery* 7: 167-176.

Culp, J.M., Podemski, C.L. et K.J. Cash. 2001. Interactive effects of nutrients and contaminates from pulp mill effluents on riverine benthos. *J. Aquat. Ecosystem Stress and Recovery*, sous presse.

Drake, J.A., Huxel, G.R. et C.L. Hewitt. 1996. Microcosms as models for generating and testing community theory. *Ecology* 77: 670-677.

Dubé, M.G. et J.M. Culp. 1996. Growth responses of periphyton and chironomids exposed to biologically treated bleached kraft pulp mill effluent. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 2019-2027.

Dubé, M.G. 2000. *Sources of contaminants in the bleached Kraft pulping process and their effect on the mummichog* (Fundulus heteroclitus). Thèse de doctorat, Université du Nouveau-Brunswick, Saint John (NB), Canada, 211 p.

Dubé, M.G. et D.L. MacLatchy. 2000. Endocrine responses of an estuarine fish *Fundulus heteroclitus* to final effluent from a bleached kraft pulp mill before and after installation of reverse osmosis treatment of a waste stream. *Environ. Toxicol. Chem* 19: 2788-2796.

Dubé, M.G. et D.L. MacLatchy. 2001. Identification and treatment of a waste stream at a bleached kraft pulp mill that depresses a sex steroid in the mummichog (*Fundulus heteroclitus*). *Environ. Toxicol. Chem* 20: 985-995.

Dubé, M.G., Culp, J.M., Cash, K.J., Glozier, N.E., MacLatchy, D.L., Podemski, C.L. et R.B. Lowell. 2001a. Artificial streams for environmental effects monitoring (EEM): development and application in Canada over the past decade. *Wat Quality Res J Can*, sous presse.

Dubé, M.G., Culp J.C., MacLatchy, D.L., Gillis, G., Parker, R., Courtenay, S. et C. Gilman. 2001b. Utility of field-based artificial streams for assessing effects of pulp mill effluents on fish. *J. Aquat. Ecosystem Stress Recovery*, sous presse.

Environnement Canada. 1992. Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers, *Gazette du Canada*, Partie II, volume 126, numéro 11, p. 1967-1997.

Environnement Canada. 1995a. *Guide supplémentaire pour le recensement des poissons adultes dans l'étude de suivi des effets sur l'environnement aquatique visés par la* Loi sur les pêches du gouvernement fédéral, ESEE 2, Ottawa (ON), Canada.

Environnement Canada. 1995b. *Guide supplémentaire pour le recensement des invertébérés dans l'étude de suivi des effets sur l'environnement aquatique visés par la* Loi sur les pêches du gouvernement fédéral, ESEE 1, Ottawa (ON), Canada.

Environnement Canada. 1997. *Exigences en matière de suivi des effets sur l'environnement aquatique,* (révision SPE 1/RM/18), ESEE/1997/1, Environnement Canada, Bureau national de l'ESEE, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Ottawa (ON), Canada.

Environnement Canada. 1998. *Guide technique pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les fabriques de pâtes et papiers*, ESEE/1998/1, Environnement Canada, Bureau national de l'ESEE, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Ottawa (ON), Canada.

Environnement Canada. 2001. *Metal Mining Technical Guidance Document for Aquatic Environmental Effects Monitoring*. ESEE/2001, sous presse, Environnement Canada, Bureau national de l'ESEE, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Ottawa (ON), Canada.

Forbes, V.E. et T.L. Forbes. 1994. *Ecotoxicology in theory and practice.* Chapman and Hall, New York, États-Unis.

Fritz, E.S., Meredith, W.H. et V.A. Lotrich. 1975. Fall and winter movements and activity level of the mummichog *Fundulus heteroclitus*, in a tidal creek. *Chesapeake Sci.* 16: 211-215.

Gibbons, W.N., Munkittrick, K.R. et W.D. Taylor. 1998a. Suitability of small fish species for

monitoring the effects of pulp mill effluent on fish. 1. Response of spoonhead sculpin exposed to bleached kraft mill effluent. *Environ. Toxicol. Chem.*, sous presse.

Gibbons, W.N., Munkittrick, K.R. et W.D. Taylor. 1998b. Suitability of small fish species for monitoring the effects of pulp mill effluent on fish. 2. Comparison of trout perch responses to white sucker exposed to bleached kraft mill effluent. *Environ. Toxicol. Chem.*, sous presse.

Green, R.H. 1993. Application of repeated measures designs in environmental impact and monitoring studies. *Austral. J. Ecology* 18: 81-98.

Heins, D.C. et F.G. Rabito Jr. 1986. Spawning performance in North American minnows: direct evidence of the occurrence of multiple clutches in the genus *Notropis*. *J. Fish. Biol.* 28: 343-357.

Hodson, P.V., B.R. Blunt et D.M. Whittle. 1984. "Monitoring lead exposure of fish », p. 87-98. In: *Contaminant Effects of Fisheries*. Cairns, V.W., P.V. Hodson et J.O. Nriagu, John Wiley and Sons, New York (NY).

Jenkins, R.E. et N.M. Burkhead 1993. *Freshwater fishes of Virginia.* American Fisheries Society, Bethesda (ML), États-Unis, 1079 p.

Jonasson, P.M. 1955. The efficiency of sieving techniques for sampling freshwater bottom fauna. *Oikos* 6: 183-207.

Kneib R.T. et A.E. Stiven. 1978. Growth, reproduction, and feeding of *Fundulus heteroclitus* (L.) on a North Carolina salt marsh. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 31: 121-140.

Leblanc, J. et C. M. Couillard. 1995. *Description de la période de reproduction d'un poisson sentinelle : le choquemort* (Fundulus heteroclitus) *de l'estuaire de la Miramichi.* Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2057: vii + 32p.

Leblanc, J., Coulliard, C.M. et J.F. Brethes. 1998. Modifications of the reproductive period in mummichog (*Fundulus heteroclitus*) living downstream from a bleached Kraft pulp mill in the Miramichi Estuary, New Brunswick, Canada. *C.J.F.A.S.*, sous presse.

Lowell R.B., Culp J.M. et F.J. Wrona. 1995. Stimulation of increased short-term growth and development of mayflies by pulp mill effluent. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 1529-1541.

Lowell R.B., Culp J.M., Wrona F.J. et M.L. Bothwell. 1996. « Effects of pulp mill effluent on benthic freshwater invertebrates: food availability and stimulation of increased growth and development ». In: Servos, M.R., Munkittrick, K.R., Carey, J.H. et G.J. Van Der Kraak (éd.). *Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents*, St. Lucie Press, Delay Beach (FL), États-Unis, p. 525-532.

Lowell R.B., Culp J.M. et M.G. Dubé. 2000. A weight-of-evidence approach for northern river risk assessment: integrating the effects of multiple stressors. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1182-1190.

McIntire, C.D. 1993. « Historical and other perspectives of laboratory stream research ». In: G.A. Lamberti et A.D. Steinman (éd.), Research in artificial streams: applications, uses and abuses. *J. North Amer. Benth. Soc.* 12: 313-323.

Nelson, J.S. et M.J. Paetz. 1992. *The fishes of Alberta.* The University of Calgary Press, Calgary (AB), Canada.

Paine, M.D. 1990. Life history tactics of darters (*Percidae: Etheostomatiini*) and their relationship with body size, reproductive behaviour, latitude and rarity. *J. Fish Biol.* 37: 473-488.

Paine, M.D. 1996. Repeated measures designs. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 1439-1441.

Peters, R.H. 1983. *The ecological implication of body size.* Cambridge University Press, New York, États-Unis, 329 p.

Podemski C.L. et J.M. Culp. 1996. « Nutrient and contaminant effects of bleached kraft mill effluent on benthic algae and insects of the Athabasca River ». In: Servos, M.R., Munkittrick, K.R., Carey, J.H. et G.J. Van Der Kraak (éd.). *Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents*, St. Lucie Press, Delay Beach (FL), États-Unis, p. 571-580.

Podemski C.L. 1999. *Ecological effects of a bleached kraft pulp mill effluent on benthic biota of the Athabasca River.* Thèse de doctorat, University of Saskatchewan, Saskatoon (SK), Canada, 292 p.

Rees, H.L. 1984. A note on mesh selection and sampling efficiency in benthic studies. *Mar. Poll. Bull.* 15: 225-229.

Resh V.H. et E.P. McElravy. 1993. « Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates ». In: Rosenberg, D.M. et V.H. Resh (éd.). *Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates*, Chapman & Hall, NY, États-Unis, p. 159-194.

Roberts, W.E. 1988. The sculpins of Alberta. *Alberta Naturalist* 18: 121-127.

Scott, W.B. 1967. *Freshwater fishes of eastern Canada.* University of Toronto Press, Toronto (ON), Canada, 137 p.

Scott, W.B. et E.J. Crossman, 1973. *Poissons d'eau douce du Canada.* Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Bull. 184, Ottawa (ON), Canada, 966 p.

Scrimgeour, G.J., Culp, J.M. et N.E. Glozier. 1993. An improved technique for sampling lotic invertebrates. *Hydrobiologia* 254: 65-71.

Shuter, B.J. 1990. Population-level indicators of stress. *Amer. Fish. Soc. Symposium* 8: 145-166.

Slack, K.V., Averett, R.C., Geeson, P.E. et R.G. Lipscomb. 1973. « Methods for collection and analysis of aquatic biological and microbiological samples ». In: *Techniques of water-resources investigations of the United States Geological Survey*, Chapter 4A, Book 5,

U.S. Department of the Interior, Geological Survey, Washington (D.C.), États-Unis, p. 1-165.

Snedecor, G.W. et W.G. Cochran. 1980. *Statistical methods*. 7e éd., Iowa State University Press, Ames (Iowa), États-Unis, 507 p.

Stewart-Oaten, A., Bence, J.R et C.W. Osenburg. 1992. Assessing effects of unreplicated perturbations: no simple solutions. *Ecology*, 67: 929-940.

Suess, M.J. 1982. *Examination of water for pollution control. A reference handbook.* Vol. 3. Biological, bacteriological and virological examination. Permagon Press, Oxford, Angleterre.

Taylor B.R. et R.C. Bailey. 1997. *Évaluation technique des méthodes d'analyse et d'interprétation des données sur les invertébrés benthiques, rapport final.* Projet ETIMA 2.1.3, Ressources naturelles Canada, CANMET, Ottawa (ON), Canada, 26 p.

Weber, C.I. 1973. *Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents.* EPA-670/4-73-001, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati (OH), États-Unis.

Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Poll. Cont. Fed.* 52: 537-547.

Wrona, F.J., J.M. Culp et R.W. Davies. 1982. Macroinvertebrate subsampling: A simplified apparatus and approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 1051-1054.

12.2 Utilisation de bivalves en cage comme méthode alternative de suivi

12.2.1 Introduction

La présente section décrit les méthodes utilisées au cours des études de bivalves en cage et fournit des renseignements détaillés sur les éléments suivants :

- contexte et approche générale des études de bivalves en cage;
- choix de l'espèce;
- plan d'étude;
- variables à mesurer;
- méthodes de mise en œuvre de l'étude;
- analyses des données;
- concentrations tissulaires;
- exigences en matière de rapports.

12.2.2 Contexte

En octobre 2000, le comité scientifique national de l'Étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) a recommandé le recours à des études de bivalves en cage comme méthode alternative scientifiquement valable lorsqu'il n'est ni pratique ni techniquement possible de mener des études de poissons. Cette recommandation était fondée sur l'arbre de décision figurant à l'annexe 1 du *Guide technique pour l'ESEE par les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1998; figure 5.1). Le Sous-groupe sur les poissons pour le secteur des mines de métaux a également recommandé l'utilisation de bivalves en cage comme méthode alternative durant le processus de consultation multilatérale sur l'ESEE par les mines de métaux.

Au cours du premier cycle d'ESEE des fabriques de pâtes et papiers (de 1993 à 1996), les études de poissons ont produit d'assez bons résultats dans les milieux dulcicoles, mais on a rencontré un certain nombre de problèmes dans les milieux marins et estuariens. En février 1997, on a organisé un atelier pour étudier des solutions de remplacement au volet des études de poissons du programme d'ESEE (Courtenay *et al.*, 1998). L'une des solutions proposée était l'utilisation de bivalves en cage. Par la suite, deux études pilotes utilisant des bivalves en cage ont été menées dans des milieux marins : l'une en 1997, à Port Alice, sur l'île de Vancouver (Applied Biomonitoring, 2000), et l'autre en 1998, au havre de Pictou, en Nouvelle-Écosse (Andrews et Parker, 1999). D'après les résultats de ces deux études pilotes et d'autres études connexes utilisant des bivalves en cage, le comité scientifique et le sous-groupe sur les poissons du secteur des mines de métaux ont déterminé qu'une ESEE basée sur cette méthode pouvait produire des données de bonne qualité concernant les effets des effluents sur les poissons et satisfaire aux exigences de la réglementation.

Le présent guide technique décrit les procédures à suivre pour réaliser des expériences contrôlées à l'aide de bivalves en cage en suspension dans la colonne d'eau afin de vérifier la présence d'effets associés aux rejets industriels par une comparaison des mesures relevées dans une zone d'exposition et de celles prises dans des zones de référence. Cette approche constitue une solution de remplacement aux études de poissons et doit être envisagée par les fabriques et les mines lorsque les études de poissons se sont révélées infructueuses ou peu pratiques au cours des derniers cycles d'ESEE ou bien lorsqu'il y a des problèmes méthodologiques, dont des facteurs confusionnels ou des préoccupations liées à la sécurité.

En novembre 2000, l'American Society for Testing and Materials (ASTM) a approuvé une méthode pour la conduite d'études environnementales utilisant des bivalves en cage (Salazar et Salazar, 2000). Le présent guide repose sur cette méthode. On a également pris en considération d'autres études utilisant des bivalves sauvages et en cage au moment d'élaborer ce guide, qui vise à appliquer cette approche au cadre du programme d'ESEE. Le format du guide suit celui qui est utilisé pour les études de poissons.

Les bivalves sont des indicateurs biologiques utiles pour plusieurs raisons :

- ils sont relativement immobiles, de sorte que l'exposition aux contaminants est assurée et représentative de la zone d'exposition;
- ils sont abondants dans bon nombre de milieux marins, estuariens et dulcicoles, et il est relativement facile de les manipuler et de les échantillonner tout au long de l'année;
- la biologie de bon nombre de mollusques et de crustacés est bien connue, et un nombre considérable de recherches ont été menées sur les effets de l'exposition à différents facteurs d'agression environnementaux anthropiques et naturels sur ces organismes;
- on a montré que plusieurs espèces de bivalves accumulent facilement bon nombre de produits chimiques par différentes voies (eau, sédiments, nourriture) et présentent des effets sublétaux associés à l'exposition;
- la croissance des bivalves est relativement facile à mesurer et s'est révélée aussi sensible, sinon plus, que la mortalité chez des espèces d'essai standards telles que *Daphnia*, le vairon à grosse tête et la truite arc-en-ciel (voir Salazar et Salazar, 2000);
- les bivalves sont une ressource halieutique importante, et les régions de l'Atlantique et du Pacifique soutiennent toutes deux une industrie conchylicole qui présente un intérêt commercial; on y pratique aussi la récolte de mollusques et de crustacés à des fins commerciales et récréatives.

Comme les huîtres et les moules, les bivalves sont utilisés depuis le milieu des années 1970 dans le cadre de programmes de surveillance des moules, lesquels visent à suivre les tendances de la contamination chimique et à évaluer les effets des activités humaines sur les zones côtières et estuariennes. Ces programmes ont vu le jour aux États-Unis (Goldberg *et al.*, 1978) et ont depuis acquis une portée internationale (Jernelov, 1996).

12.2.3 Approche

L'approche des bivalves en cage offre un certain nombre d'avantages au chercheur qui mène une étude de suivi, notamment le contrôle et le réalisme expérimentaux, l'utilisation d'organismes naturellement présents dans le milieu d'étude et la connaissance de la période d'exposition. En utilisant des bivalves en cage plutôt que des populations résidentes, on peut réduire la variabilité des mesures biologiques en choisissant des individus de taille similaire qui possèdent la même histoire environnementale, ce qui augmente le pouvoir discriminant du test (Salazar et Salazar, 1995). Un nombre considérable d'études utilisant des bivalves en cage ont été menées au Canada, aux États-Unis et dans d'autres pays (voir Salazar, dans Stewart et Malley, 1997).

Les principales mesures terminales mesurées dans les ESEE utilisant des bivalves en cage sont la survie, la croissance et la condition. La reproduction est considérée comme un paramètre clé dans le suivi des populations de poissons mais, à l'heure actuelle, on ne dispose d'aucune méthode normalisée pour assurer le suivi de ce paramètre chez les bivalves en cage. Une fois que ces méthodes auront été établies, on effectuera une mise à jour du présent guide pour inclure des renseignements à ce sujet. Une analyse des tissus (teneurs en dioxines et en furannes dans le cas des fabriques de pâtes et papiers et teneurs en mercure dans le cas des mines de métaux) peut être nécessaire, et des bivalves en cage peuvent être utilisés à cette fin. On peut également évaluer la bioaccumulation d'autres produits chimiques ou métaux pour faciliter l'interprétation des résultats ou encore utiliser ces produits pour la recherche de causes.

Le recours à des études de bivalves en cage pour remplacer les études de poissons présente certaines limites, notamment les suivantes (tiré de Salazar, dans Stewart et Malley, 1997) :

- effets possibles du stress causé par la transplantation chez les bivalves;
- perte de cages due à des imprévus, à l'entraînement involontaire par des navires ou à du vandalisme;
- coûts associés à la collecte, au tri et au déploiement des bivalves.

Malgré ces limites, l'approche basée sur l'utilisation de bivalves en cage est considérée comme une alternative possible dans les cas où l'on ne peut mener à bien une étude de poissons.

12.2.4 Choix de l'espèce

Bon nombre d'espèces de bivalves ont été utilisées pour évaluer la biodisponibilité ou les effets de produits chimiques dans des milieux marins, estuariens et dulcicoles.

Il faut choisir soigneusement l'espèce à utiliser dans les études de bivalves en cage et tenir compte au moins des aspects suivants :

- Les zones d'exposition et de référence présentent-elles des conditions similaires à celles de l'habitat naturel de l'espèce en ce qui concerne les limites de tolérance pour des facteurs naturels tels que la température, la salinité, la teneur en oxygène dissous et le pH?
- L'espèce est-elle naturellement présente dans la zone à évaluer?
- Est-ce que des auteurs indiquent que l'espèce peut accumuler le contaminant en question ou être sensible à celui-ci?
- L'évolution biologique de l'espèce est-elle bien connue en ce qui concerne le cycle de reproduction et les besoins aux différents stades de la vie?
- L'espèce est-elle menacée ou en danger de disparition?
- Dispose-t-on de stocks abondants facilement accessibles?
- L'espèce est-elle facile à manipuler sur le terrain?

Idéalement, on doit utiliser une espèce qui présente une distribution géographique étendue pour pouvoir comparer les résultats des essais entre les études.

12.2.4.1 Taxons utilisés le plus fréquemment

Les espèces utilisées le plus fréquemment dans les essais de toxicité sur le terrain en eaux canadiennes et considérées comme pertinentes pour les ESEE sont décrites ci-dessous et énumérées dans le tableau 8. De plus, ce tableau indique les limites de tolérance de chaque espèce à la température et à la salinité et fournit des données sur l'âge à la maturité, les périodes de frai et la distribution générale au Canada. D'autres espèces, telles que les myes (*Mya arenaria, Macoma balthica)* et les pétoncles, peuvent également être utilisées pour certaines applications. Il faut toutefois établir les conditions environnementales nécessaires et la sensibilité de ces autres espèces d'essai avant de les utiliser dans les ESEE.

Tableau 12-8: Taxons suggérés pour les études de bivalves en cage menées dans le cadre des ESEE

Espèces et références	Plage de température (°C)	Plage de salinité (parties par millier)	Données sur la reproduction	Distribution générale au Canada
Bivalves marins et estuariens				
Mytilus edulis (moule bleue) (Freeman *et al.*, 1994; Grout et Levings, 2000; Mucklow, 1996; Stewart, 1994; Salazar et Salazar, 2000; Newell, 1989).	-1,5 à 25	5 à 33	Maturité à 2 ans. Périodes de frai variables selon les populations; activité réduite tout au long de l'année; première période au début de l'été, deuxième à l'automne.	Côte de l'Atlantique
Mytilus trossulus (moule bleue du Pacifique) (Freeman *et al.*, 1994; Salazar et Salazar, 2000; Skidmore et Chew, 1985).	0 à 29	4 à 33	Maturité à 2 ans. Frai de juillet à septembre.	Côtes de l'Atlantique et du Pacifique
Crassostrea gigas (huître creuse du Pacifique) (Virginia Tech 2000; Waldock *et al.*, 1996).	4 à 24	25 à 35	Frai de juillet à août.	Côte du Pacifique
Bivalves dulcicoles				
Elliptio complanata (elliptio maigre de l'Est) (Beckvar *et al.*, 2000; Day *et al.*, 1990; Hinch et Green, 1989; MacMahon, 1991; Metaclfe-Smith *et al.*, 1996).	0 à 30	0 à 3	Maturité entre 6 et 12 ans. Frai essentiellement en juin et juillet; certaine activité de mai à septembre.	Est du Canada

Pyganodon (Anodonta) grandis (anodonte commun) (Clarke, 1973; Couillard *et al.*, 1995a, 1995b; Malley *et al.*, 1996).	0 à 30	0 à 3	Frai essentiellement en avril et mai; certaine activité jusqu'en août.	Intérieur et est du Canada
Anodonta kennerlyi (anodonte de l'Ouest) (BC Research Inc., 1998; Clarke, 1981; Stewart et Malley, 1997; Williams *et al.*, 1993).	0 à 30	Eau douce	Début du frai en août.	Alberta et Colombie-Britannique
Sphaeriidés (p. ex. *Musculium securis, Sphaerium rhomboideum, S. striatinum)* (Hornbach *et al.*, 1982; Mackie, 1978a, 1978b; Mackie et Flippance, 1983; Mackie *et al.*, 1974; Stephenson et Mackie, 1981).	10 à 25 (Écart optimal pour la croissance)	Eau douce	Cycle de vie généralement inférieur à un an; l'évolution biologique de bon nombre d'espèces est bien documentée; l'effort de reproduction peut être quantifié.	Distribution étendue au Canada
Dreissena polymorpha (moule zébrée) (Nichols, 2000; Stewart et Malley, 1997).	< 0 à 35	0 à 6	Maturité à 1 ou 2 ans. Frai de mai à septembre.	Espèce introduite; eaux de drainage des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent.

(Format adapté de Salazar et Salazar, 2000)

12.2.4.2 Bivalves marins et estuariens

Mytilus sp. sont des bivalves intertidaux qui ont été utilisés avec succès dans des études de bivalves en cage menées dans des milieux marins et estuariens depuis la fin des années 1970. On s'en est beaucoup servi dans le cadre du programme de surveillance des moules, lequel vise à suivre les tendances de la contamination chimique et à évaluer les effets des activités humaines sur les zones côtières et estuariennes d'Amérique du Nord et d'ailleurs dans le monde (O'Connor, 1992; Jernelov, 1996). On trouve la moule bleue (*M. edulis*) et la moule bleue du Pacifique (*M. trossulus*) sur la côte atlantique du Canada, mais seulement la deuxième sur la côte ouest. On peut facilement confondre ces deux espèces dans les zones de

la côte atlantique où elles sont simultanément présentes (Freeman *et al.*, 1994; Mucklow, 1996). *M. edulis* a été utilisé avec succès dans les études pilotes sur les bivalves en cage menées dans le cadre de l'ESEE par les fabriques de pâtes et papiers sur la côte du Pacifique (Applied Biomonitoring, 2000) et sur la côte de l'Atlantique (Andrews et Parker, 1999). Il a également été largement utilisé comme indicateur biologique (Stewart et Malley, 1997; Salazar et Salazar, 2000). *M. trossulus* a été utilisé avec succès dans un certain nombre d'études de bivalves en cage dans les eaux côtières du Pacifique (Stewart et Malley, 1997).

Crassostea gigas est une espèce d'huître qui a été utilisée dans des études de transplantation dans des milieux marins et estuariens (Waldock *et al.*, 1996). La coquille de *C. gigas* est habituellement plus difficile à mesurer en raison de sa forme irrégulière et de ses protubérances.

12.2.4.3 Bivalves dulcicoles

Les bivalves de la famille des unionidés (tels que *Elliptio complanata* et *Pyganodon grandis* [anciennement *Anodonta grandis*]) sont des moules d'eau douce qui ont été utilisées dans un certain nombre d'études de bivalves en cage que l'on a menées pour examiner l'exposition dans la colonne d'eau et dans les sédiments. *Anodonta kennerlyi* est une moule d'eau douce de la même famille qui a récemment été utilisée dans une étude sur l'absorption du mercure dans un réservoir de la Colombie-Britannique par des moules en cage (BC Research, 1998).

Une mise en garde s'impose concernant l'utilisation des unionidés pour les études de bivalves en cage dans le cadre des d'ESEE. Des membres de cette famille ont été utilisés dans un certain nombre d'études de bivalves en cage où le paramètre à mesurer était la bioaccumulation, tandis que le présent guide technique est centré sur la survie, la croissance et la condition. La collecte d'un nombre suffisant de spécimens pour la réalisation d'une étude de bivalves en cage peut se révéler très difficile et mettre en danger des populations naturelles d'unionidés. Malheureusement, les espèces de cette famille ne sont pas cultivées à des fins commerciales et, par conséquent, ne sont pas disponibles auprès des conchyliculteurs. Les unionidés forment un groupe d'organismes caractérisés par une longue durée de vie et un faible taux de recrutement. Dans la nature, on trouve souvent des spécimens parvenus à maturité, de grande taille et à croissance lente, et les spécimens plus petits et à croissance plus rapide sont très difficiles à trouver.

Les sphaeriidés peuvent être considérés comme une solution de remplacement valable pour évaluer les différences dans la survie, la croissance, la condition et le taux de reproduction des bivalves dans les milieux récepteurs dulcicoles. Ils sont abondants, possèdent un cycle de vie de courte durée (généralement un an) et une distribution étendue et, contrairement aux unionidés, ne sont pas dépendants des poissons comme hôtes durant une partie de leur cycle de vie. En règle générale, ils sont également plus tolérants que les unionidés à de faibles concentrations de calcium dans l'environnement (Stewart et Malley, 1997), ce qui peut être un facteur important dans bon nombre de régions du Canada. Les sphaeriidés sont ovovivipares (Mackie, 1978a) et portent leurs petits dans des poches incubatrices situées sur leurs branchies jusqu'à ce qu'ils soient prêts à être libérés dans l'eau (Mackie *et al.*, 1974). Ils ont été utilisés avec succès dans le passé pour évaluer les effets des effluents des fabriques

de pâtes et d'autres facteurs d'agression chimique sur la croissance et la natalité (Mackie, 1978b; Sandusky et Sparks, 1979; Stephenson et Mackie, 1981). Parmi les espèces potentiellement utiles pour l'ESEE figurent différents genres de *Sphaerium* (notamment *S. striatinum*) et de *Musculium* (notamment *M. securis*). Les différents taxons du genre *Pisidium* peuvent s'avérer difficiles à manipuler en raison de leur petite taille, et ils posent des problèmes de taxonomie aux non-spécialistes. D'autres recherches pourraient être nécessaires pour que l'on puisse démontrer l'utilité des bivalves de la famille des sphaeriidés pour l'ESEE.

Dreissena polymorpha est une moule d'eau douce à saumâtre, originaire d'Europe, qui a été récemment introduite dans le centre du Canada. Il s'agit d'une espèce fortement colonisatrice qui a causé des dommages économiques considérables par sa capacité à incruster complètement les surfaces solides; elle représente donc une nuisance sérieuse, et on ne doit pas l'utiliser dans les zones où elle est encore absente. *Dreissena* peut toutefois présenter un certain intérêt pour l'ESEE, car il s'agit un organisme filtreur sessile (fixé au substrat) à croissance rapide. Il peut être nécessaire, si on l'utilise, d'installer des cages spéciales ou d'adapter le plan d'étude, car le stade larvaire est planctonique et des " volontaires " peuvent apparaître spontanément dans les cages situées dans des zones touchées.

12.2.4.4 Sources

On peut obtenir des bivalves par prélèvement dans des populations naturelles ou auprès de conchyliculteurs. Lorsque c'est possible, on doit obtenir les bivalves d'un fournisseur commercial qui peut certifier ou garantir d'une quelconque manière que la culture provient d'une espèce unique et que la taxonomie est confirmée. Les sujets obtenus dans une installation commerciale possèdent une histoire environnementale bien connue, et on dispose de meilleures garanties qu'ils sont sains que dans le cas des spécimens sauvages. Dans toutes les études, on doit fournir une forme quelconque de certificat pour assurer l'identité de l'espèce utilisée (une lettre du fournisseur ou une lettre de validation d'un taxinomiste).

Tous les spécimens utilisés dans une étude de bivalves en cage doivent provenir de la même population, car les réponses à l'exposition peuvent varier d'une population à l'autre au sein d'une même espèce. Si les populations sauvages constituent la seule source d'approvisionnement possible, les spécimens doivent être prélevés dans une zone non contaminée. Dans ce cas, on peut débarrasser les bivalves benthiques des sédiments à la main ou par un léger tamisage. Il faut prendre soin de ne pas suréchantillonner une population naturelle. Si les représentants de l'espèce choisie se fixent au substrat par un byssus, on doit utiliser un couteau ou des ciseaux pour retirer doucement le byssus de l'extérieur de la coquille de façon à ne pas endommager la glande byssogène interne. Il faut retirer doucement à la main ou à l'aide d'une brosse à poils doux ou d'un racloir tous les organismes épiphytes des coquilles des bivalves.

Certaines agences locales, provinciales ou fédérales peuvent exiger des permis de collecte pour les bivalves recueillis sur le terrain. Des permis de transplantation ou de conchyliculture

peuvent devoir être obtenus à l'avance auprès d'agences locales ou provinciales. En outre, si les cages sont susceptibles de gêner la navigation, un permis de la Garde côtière canadienne peut être nécessaire, de même qu'un avis aux navigateurs. Le processus d'obtention de permis doit être considéré dès les premières étapes de la planification de l'étude, car le traitement des demandes peut prendre de plusieurs semaines à quelques mois.

12.2.4.5 Taille et âge

Tous les sujets utilisés dans une étude de bivalves en cage devraient être de la même classe d'âge et de taille aussi uniforme que possible. La classe d'âge est plus difficile à déterminer chez les spécimens sauvages que chez les individus en culture, car les populations naturelles peuvent comprendre plusieurs classes d'âges, avec des rythmes de croissance différents selon les individus. On peut choisir des immatures, car ceux-ci possèdent d'ordinaire le meilleur potentiel de croissance. D'un autre côté, il peut être préférable d'utiliser des adultes qui viennent tout juste de déposer leurs œufs pour que la croissance durant la période d'exposition reflète la croissance dans les tissus somatiques et dans ceux des organes reproducteurs. Il est important de choisir des sujets qui ne se reproduiront pas et de frayeront pas durant la période d'exposition, car le frai pourrait compromettre les résultats. Les chercheurs doivent tenter de déterminer, à l'aide d'un sous-échantillon, à quelle étape du cycle de la reproduction se situent les sujets au début et à la fin de l'essai et de noter s'il y a eu frai.

12.2.4.6 Nombre d'organismes

On devrait effectuer une analyse de puissance (analyse exponentielle) pour déterminer le nombre minimum de bivalves à utiliser pour déceler un effet d'une ampleur donnée. On recommande d'élaborer le plan d'étude de façon à déceler une modification de 20 % de la croissance. Des ensembles de données destinés à faciliter la prédiction du nombre d'organismes nécessaires pourraient être disponibles auprès d'Environnement Canada.

Pour la mesure de la croissance, le nombre d'animaux requis par cage est fonction du plan de l'étude (p. ex., nombre de cages par station; se reporter au paragraphe 12.2.7.1 pour plus de détails sur ce point), de l'espèce utilisée, de l'âge des animaux ainsi que de la variabilité des réponses et des conditions de croissance à la station. Le nombre de bivalves nécessaires pour remplir les cages est fonction du plan de l'étude, notamment :

- du nombre de zones (zone d'exposition et zones de référence);
- du nombre de stations par zone;
- du nombre de points d'ancrage par station;

- du nombre de cages par point d'ancrage (si l'étude vise à déterminer l'exposition à différentes profondeurs dans la colonne d'eau);
- du nombre de bivalves par cage.

En outre, si on a besoin d'échantillons tissulaires pour fins d'analyse, on doit déterminer le nombre de sujets requis pour obtenir un échantillon suffisant pour les analyses chimiques.

Après qu'on a estimé le nombre minimum de sujets nécessaires pour obtenir la puissance désirée, on doit déterminer le nombre de bivalves à prélever, lequel devrait comprendre :

- le nombre total requis pour la préparation de l'essai (voir les points ci-dessus);
- plus le nombre requis pour la prise des mesures de référence au début de l'essai;
- plus le nombre requis pour compenser les pertes durant le transport ou la manipulation (on reconnaît les bivalves morts ou mourants à leur odeur ou à la lenteur avec laquelle la coquille se ferme en réaction au tapotement ou si elle ne se ferme pas du tout);
- ainsi que 50 à 100 % de plus pour tenir compte de la variabilité de taille et pour permettre l'obtention d'un échantillon de spécimens de la taille voulue.

12.2.4.7 Conditions de manipulation et de conservation

On trouvera ci-après un résumé des renseignements détaillés que donnent Salazar et Salazar (2000) sur les conditions de manipulation et de conservation des bivalves. Les organismes d'essai devraient être manipulés le moins possible et déployés le plus rapidement possible après leur collecte. Lorsque la manipulation est nécessaire, elle devrait être faite avec soin, doucement et rapidement de façon que les bivalves ne subissent pas de stress inutile. Les animaux devraient être conservés dans une eau courante, propre et bien aérée aussi longtemps que possible entre la collecte, le tri et le déploiement. Si on doit les transporter sur une grande distance, il importe de les garder humides et au frais en les plaçant dans une glacière avec des cryosacs (" ice packs ") ou de la glace mouillée (au fond de la glacière). Utiliser du papier journal ou des serviettes-éponges pour isoler les bivalves des cryosacs ou de la glace.

Avec l'utilisation des bivalves en cage dans le cadre de l'ESEE, on peut craindre que ceux-ci n'entrent en contact avec des produits chimiques utilisés dans les cryosacs, du chlore présent dans la glace mouillée ou d'autres produits chimiques qui pourraient provenir du papier journal ou des serviettes. Le meilleur moyen d'éviter d'avoir à conserver les sujets à basse température est de réduire le plus possible le temps écoulé entre la collecte et le déploiement. La source d'approvisionnement en bivalves doit être située le plus près possible des sites de déploiement. Si l'on prévoit de longs délais (plus d'un jour) entre la collecte et le déploiement, on devrait conserver les sujets dans de l'eau propre (non contaminée) et bien aérée à une température correspondant à l'extrémité inférieure de la plage de variation saisonnière pour l'espèce en question. En plaçant les bivalves dans de petits contenants

immergés dans un contenant plus grand où la température est contrôlée, on devrait pouvoir les maintenir à la température désirée.

12.2.5 Plan d'étude

Il est essentiel d'élaborer le plan d'étude approprié si l'on veut que les résultats soient probants. La méthodologie des études de bivalves en cage comprend un certain nombre d'éléments :

- plan d'échantillonnage;
- sélection des zones et des stations;
- réplication des stations et des cages d'une même station;
- moment et durée de l'étude;
- facteurs confondants ou de modification;
- mesures supplémentaires;
- configuration des cages;
- systèmes d'ancrage.

12.2.6 Plan d'échantillonnage

Cinq principaux plans d'échantillonnage sont recommandés pour les évaluations dans les milieux marins et dulcicoles :

- plan contrôle-impact (C-I);
- plan contrôle-impact multiple (C-IM);
- plan par gradient linéaire (GL);
- plan par gradient radial (GR);
- plan par gradient multiple (GM).

Les plans C-I et C-IM permettent de déterminer l'ampleur de la différence entre des zones homogènes exposées et non exposées, tandis que les plans GL, GR et GM permettent d'examiner les modifications d'un effet le long d'un gradient de concentration d'effluent. Les plans C-I et C-IM sont utilisés lorsqu'il y a peu de niveaux d'exposition qualitativement différents. Il est recommandé d'utiliser plusieurs zones de référence plutôt que d'augmenter progressivement la taille des échantillons dans une seule zone (Environnement Canada, 1998). Les plans GL, GR et GM peuvent être utilisés lorsqu'il y a plusieurs niveaux d'exposition quantitativement différents (Paine, 2000); ils peuvent également être utiles pour distinguer les effets provenant d'autres sources qu'une fabrique de pâtes et papier. On trouvera des indications pour le choix du plan d'échantillonnage approprié dans les sections 5.1.3.3 et 6.1.5.4 du *Guide technique pour l'ESEE par les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1998) et la section 5.6 du *Guide technique pour l'ESEE par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2001).

Par exemple, dans les estuaires caractérisés par des régimes de marées et de courants complexes, l'approche C-IM pourrait être la plus appropriée. Une approche par gradient linéaire pourrait s'appliquer à un environnement récepteur fluvial, où l'écoulement est unidirectionnel.

Les plans C-I et C-IM nécessitent un certain degré de réplication dans les zones de référence et d'exposition. Pour les plans par gradient, il n'est pas nécessaire d'effectuer une réplication à chaque station, mais il importe d'établir un nombre approprié de stations pour distinguer les configurations spatiales associées au rejet d'effluent et les autres configurations spatiales dans l'environnement. On traite de la réplication à la section 12.2.7 ci-après. En bout de ligne, il incombe aux chercheurs d'élaborer des plans d'étude qui conviennent au site et qui soient scientifiquement valables, robustes et suffisamment sensibles.

12.2.6.1 Choix des zones et des stations

La section 3 du *Guide technique pour l'ESEE par les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1998) et les sections 4.2.2 et 5.8 du chapitre 3 du *Guide technique pour l'ESEE par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2001) fournissent des renseignements pour le choix de zones de référence multiples dans divers milieux récepteurs, et qui peuvent s'appliquer aux études faisant appel à des moules en cage. Les zones de référence doivent être aussi similaires que possible aux zones d'étude en ce qui concerne les éléments suivants :

- les conditions hydrodynamiques;
- la température;
- la salinité;
- la teneur en oxygène dissous;
- la disponibilité et la qualité de la nourriture.

L'utilisation de zones de référence multiples peut faciliter la reconnaissance de différences naturelles et de variations entre des zones non contaminées.

La zone d'exposition est définie par les caractéristiques du panache d'effluent. Le profil du panache, tel que décrit dans la section 2.2 du *Guide technique pour l'ESEE par les fabriques de pâtes et papier* (Environnement Canada, 1998) et la section 3.3 du *Guide technique pour l'ESEE par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2001), doit fournir suffisamment de données pour permettre la modélisation des concentrations moyennes d'effluents en fonction de la distance par rapport à la source et la détermination du degré de mélange vertical dans la colonne d'eau. Cette information facilitera le choix des stations et de la profondeur du déploiement dans la colonne d'eau. On trouvera davantage d'information à ce sujet dans la section 12.2.7.1 ci-dessous.

Au moment de choisir les stations, on devrait tenir compte de la navigation et des activités récréatives dans les zones d'exposition et de référence pour réduire le plus possible les risques d'entraînement de cages ou de dommages dus au passage des navires et les risques de vandalisme. Les bassins d'amarrage et les zones où il y a un trafic maritime important peuvent également entraîner une exposition des bivalves à des produits pétroliers, à des substances anti-salissures et à d'autres produits chimiques associés à la navigation.

12.2.7 Réplication

12.2.7.1 Nombre de stations

L'emplacement des stations et les profondeurs auxquelles sont déployées les cages dans la zone d'exposition doivent être choisis de façon qu'un gradient d'exposition au panache d'effluent soit représenté. Au moment de choisir les stations, on doit considérer avec attention un certain nombre de facteurs d'interférence potentiels, dont les suivants.

- Dans les milieux marins et estuariens, le panache peut être flottant, de sorte qu'une mince couche d'effluent non salé surmonte une couche d'eau salée plus dense.

- Dans les zones soumises à l'action des marées, le mélange de l'effluent aux eaux peut obéir à des mécanismes assez complexes, et on ne peut être certain des concentrations moyennes auxquelles les bivalves sont exposés. Dans ces situations, on doit envisager de répartir les stations dans la zone d'exposition à la fois en amont et en aval du point de rejet.

- Dans les embouchures des cours d'eau, le panache d'effluent peut être assez long et étroit, de sorte qu'il est difficile d'obtenir une réplication valable des stations à l'intérieur du panache (c.-à-d. dans sa section transversale).

Pour ces raisons et pour d'autres énoncées ci-après, il peut être préférable d'élaborer les études de bivalves en cage de façon à évaluer simplement la distance par rapport au point de rejet plutôt que les concentrations d'effluent. Cette approche demeure conforme à l'un des objectifs de l'ESEE qui est d'évaluer l'ampleur et l'étendue géographique des effets qui peuvent être associés au rejet d'effluents.

12.2.7.2 Réplication et pseudoréplication

Le nombre de stations répétées doit être déterminé en fonction du plan d'échantillonnage et des objectifs de l'ESEE. Ce nombre, et le nombre de sous-échantillons dans ces stations, seront déterminés par une analyse de puissance. La répartition et la distribution des stations répétées sont tributaires du plan d'échantillonnage. On trouvera à la section 6.1.5.5 du *Guide technique pour l'ESEE par les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1998) et aux sections 4.4.1.1 et 5.11 du *Guide technique pour l'ESEE par les mines de métaux* des renseignements sur l'utilisation de l'analyse de puissance.

Tout examen de la réplication dans une étude sur le terrain doit tenir compte du problème de la pseudoréplication, qu'Hurlbert (1984) définit comme l'utilisation de la statistique déductive pour vérifier la présence d'effets du traitement à l'aide de données d'expériences dans lesquelles les traitements ne sont pas répétés (bien que les échantillons le soient) ou dans lesquelles les répétitions ne sont pas statistiquement indépendantes. Dans la terminologie de l'analyse de variance (ANOVA), il s'agit de la vérification de la présence d'effets du traitement avec un terme d'erreur qui ne convient pas à l'hypothèse à vérifier (voir l'encadré 1 pour plus de détails). On trouvera un examen plus approfondi des questions soulevées par Hurlbert (1984) et du problème de la pseudoréplication à la section 3 du *Guide technique pour l'ESEE par les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1998).

Le problème de la pseudoréplication continuera d'être un enjeu pour les expériences sur le terrain dans un avenir prévisible. Pour l'ESEE, où un courant d'effluent unique est rejeté dans le milieu récepteur, on pourrait affirmer qu'une véritable réplication est impossible et que tous les échantillons sont corrélés entre eux de telle façon que les fondements de la statistique déductive ne sont pas respectés. Il reviendra aux concepteurs des études d'élaborer des approches pour l'ESEE qui réduisent le plus possible le risque de formuler des conclusions erronées à cause des effets secondaires potentiellement trompeurs de la pseudoréplication (voir le tableau 1 dans Hurlbert, 1984).

Il semble que la meilleure approche consiste à évaluer (au moyen de l'analyse de variance ou d'autres techniques statistiques) s'il existe des différences significatives entre les stations qui sont réparties stratégiquement autour du point de rejet d'un effluent. Toute corrélation intéressante qui pourrait être établie entre les différences significatives et la distance par rapport au point de rejet (ou la concentration attendue d'effluent) devrait également être notée. Il pourrait être nécessaire de mener d'autres études pour attribuer les différences mesurées à l'effluent.

Cette limite est bien reconnue dans le contexte général de l'ESEE et s'applique tout autant aux études de poissons qu'aux études d'invertébrés benthiques.

Encadré 1 Pseudoréplication dans le contexte d'Hurlbert (1984)

Pour examiner la pseudoréplication, on doit se reporter à l'un des objectifs de l'ESEE qui est de mesurer *l'ampleur et l'étendue géographique* de chacun des effets de l'effluent sur des aspects spécifiques du milieu récepteur et sur le biote. Un point important sous-jacent à cet objectif est que les effets qu'on veut déceler sont propres à la fabrique ou à la mine étudiée. Chaque combinaison de fabrique ou de mine et de milieu récepteur est unique; il faut donc être prudent lorsqu'on généralise à d'autres milieux récepteurs les effets environnementaux associés à un effluent particulier. Un autre point implicite dans l'objectif des ESEE est qu'on veut savoir s'il existe une différence statistiquement significative dans l'environnement ou le biote, laquelle est causée par l'effluent de la fabrique ou de la mine à divers emplacements situés à proximité du point de rejet.

Hurlbert (1984) définit deux catégories d'expériences : les premières, par *mesure*, consistent uniquement à prendre à des mesures en un ou plusieurs points de l'espace ou du temps; les deuxièmes, par *manipulation*, consistent à appliquer un ou plusieurs traitements dans le but d'effectuer une ou plusieurs comparaisons. Ces dernières expériences sont élaborées de façon que différentes unités expérimentales reçoivent différents traitements, lesquels sont ou peuvent être assignés aléatoirement aux unités expérimentales. Dans le contexte de i'ESEE, on choisit de considérer les emplacements comme des unités expérimentales plutôt que simplement des cages dans lesquelles se trouvent un ou plusieurs bivalves. En prenant cette décision, on considère l'ESEE comme une étude par mesure ayant pour objectif d'évaluer si une propriété biologique (telle que la survie ou la croissance des bivalves) est différente d'un emplacement à l'autre.

Hurlbert (1984) illustre son propos à l'aide de plusieurs exemples hypothétiques d'expériences. Nous nous appuyons particulièrement sur l'*exemple 3*, où il compare la décomposition de feuilles contenues dans un filet à deux endroits différents (sur les isobathes de 1 et 10 m d'une étendue d'eau). Voici ce qu'indique Hurlbert :

" … par paresse, nous plaçons les huit filets en un point unique de chaque isobathe. Il sera encore justifié d'effectuer un test d'hypothèse sur les données qui en résulteront. Cependant, et ce point est central dans cet essai, si une différence significative est décelée, elle prouvera uniquement qu'il existe une différence entre les deux *emplacements*; l'un " se trouvant à être " un point sur l'isobathe de 1 m, et l'autre " se trouvant à être " un point sur l'isobathe de 10 m. On ne peut interpréter cette différence significative comme la démonstration d'une différence entre les deux *isobathes*, c'est-à-dire comme la preuve d'un " effet du traitement ". Pour autant que nous le sachions, cette différence significative que nous avons observée n'est pas plus importante que celle que nous aurions décelée si nous avions placé les deux séries de huit filets à deux endroits sur la *même* isobathe.

" Si nous insistons pour interpréter une différence significative de même nature que celle de l'exemple 3 comme un " effet du traitement ", nous effectuons ce que j'appelle une *pseudoréplication*. " [traduction libre]

12.2.7.3 Application de la réplication au plan d'étude

On suggère de mesurer plusieurs paramètres dans les études de bivalves en cage : la survie, la croissance (modification de la longueur ou du poids humide des sujets), le poids frais des tissus mous et la condition. Plusieurs configurations différentes de cages et de bivalves peuvent être utilisées pour mesurer ces mesures terminales sur une série de sujets déployés à différents endroits sur le terrain. L'une des approches possibles est exposée ci-après et illustrée dans l'encadré 2; il convient toutefois de noter qu'une grande variété d'options peuvent être viables selon les conditions propres à chaque site.

Supposons que l'on déploie plusieurs groupes de 100 bivalves dans une zone de référence et à des distances de 50, 200 et 400 m du point de rejet d'un effluent dans la zone d'exposition. En utilisant des nombres aléatoires, on produit un ensemble de données hypothétiques qui représentent ce scénario. On peut considérer ces données comme représentant le poids frais des tissus mous des bivalves à la fin de la période d'exposition (voir l'encadré 2). Pour constituer cet ensemble de données, on a produit quatre ensembles de 100 nombres aléatoires possédant respectivement une moyenne de 13 (zone de référence), de 10 (50 m), de 11 (200 m) et de 12 (400 m) et un écart-type de 2. Par la suite, chaque ensemble de 100 nombres a été divisé en cinq groupes de 20 qui représentent les bivalves déployés à chaque point d'ancrage. Remarquez que cette approche considère que les points d'ancrage sont des réplicats et que les bivalves déployés à chaque point d'ancrage sont des sous-échantillons (et non de véritables réplicats).

Trois plans d'étude possibles sont évalués à l'aide de ces données. Dans le premier, les groupes de 100 bivalves correspondant à chacune des distances sont considérés comme des réplicats (bien que ce soit techniquement incorrect) et l'analyse de variance (ANOVA) qui en résulte possède trois degrés de liberté pour la distance et 396 degrés de liberté pour l'erreur expérimentale. Le problème de ce plan d'étude réside dans le fait qu'une seule estimation de la survie est disponible à chaque distance, bien que les tests d'hypothèse concernant les effets de la zone sur la croissance soient valides (ANOVA 1).

Dans le deuxième plan d'étude (ANOVA 2), les bivalves sont déployés dans des cages par groupe de 20, et chaque bivalve dans chaque cage est traité comme un sous-échantillon. Dans cette analyse, on dispose de cinq estimations de la survie pour chaque distance, et l'analyse de la variance (qui décompose l'erreur de sous-échantillonnage et considère que l'erreur quadratique moyenne pour les cages à l'intérieur de la distance est le terme d'erreur approprié pour la vérification des effets de la distance) est plus puissante que dans le cas précédent, bien qu'elle soit fondée sur les mêmes données.

Dans le troisième plan d'étude (ANOVA 3), les bivalves sont à nouveau déployés dans des cages par groupe de 20 mais, pour chaque cage, seul le taux de croissance moyen à l'intérieur de la cage est estimé. Dans cette analyse, le test concernant les effets de la distance possède exactement la même puissance que celui utilisé dans le deuxième plan d'étude sur des sous-échantillons.

Encadré 2 – Poids sec des tissus de bivalves en fonction de la distance par rapport au point de rejet de l'effluent des fabriques (synthèse des données)

50 m					200 m				
14.53	11.77	10.38	8.70	11.06	8.65	10.74	9.07	8.34	12.13
6.44	10.66	10.71	6.90	12.25	14.69	8.34	9.78	11.57	10.47
9.43	9.40	11.47	9.54	11.33	10.46	11.57	10.64	15.26	9.33
10.22	10.07	11.77	7.44	7.86	11.76	8.92	10.87	12.11	11.12
9.13	5.99	9.11	7.86	8.62	10.43	13.75	7.98	12.03	13.90
9.51	10.58	9.90	10.50	10.50	12.51	11.62	13.53	12.95	13.42
11.32	7.63	10.70	13.17	10.88	12.62	12.38	11.12	7.03	8.70
9.21	10.38	14.57	6.26	10.11	11.97	11.56	12.73	12.82	10.75
14.79	6.91	7.21	10.31	7.92	10.15	6.87	13.77	12.57	11.52
8.68	8.23	10.85	7.19	9.61	13.85	10.65	12.96	7.28	12.20
9.49	13.16	9.62	10.68	9.20	14.27	13.75	7.39	9.57	7.22
8.49	8.18	6.70	7.30	8.81	9.99	10.24	12.02	9.87	8.65
11.13	7.66	14.63	7.78	7.92	10.21	11.11	9.42	9.36	14.28
12.07	10.39	7.84	12.03	12.61	11.35	8.36	12.80	9.03	10.95
13.27	9.32	12.03	10.66	10.71	7.81	7.08	13.55	11.46	15.76
11.75	10.81	5.43	7.91	7.69	9.93	10.94	12.44	11.71	12.31
9.72	12.35	8.52	10.19	10.75	14.50	12.05	8.77	10.02	13.71
9.61	7.63	13.00	8.52	13.96	9.56	9.35	8.75	10.85	7.08
10.12	10.73	10.41	10.27	10.40	9.02	12.39	10.66	14.98	9.76
5.65	9.07	11.27	9.89	9.33	9.94	10.49	12.71	10.61	12.78
10.228	**9.546**	**10.306**	**9.154**	**10.077**	**11.184**	**10.608**	**11.048**	**10.971**	**11.302**

400 m					Reference				
11.02	11.01	8.69	10.90	9.93	17.18	15.75	7.76	15.34	11.59
13.22	10.99	9.91	12.00	13.77	13.22	13.72	12.84	13.87	10.75
12.30	13.98	13.31	11.14	12.09	11.77	12.47	12.29	11.99	10.54
9.10	10.32	9.48	11.36	12.38	14.58	14.02	9.73	11.85	14.51
12.12	12.30	12.34	14.42	11.12	13.11	16.24	12.80	12.50	15.52
11.90	12.00	9.28	8.51	11.80	13.60	12.65	11.64	12.37	11.31
14.33	12.13	12.15	9.40	11.57	15.27	11.78	13.77	10.25	14.00
10.32	9.19	11.82	14.16	10.65	13.67	14.43	14.40	12.45	10.99
13.10	9.43	12.12	12.07	11.57	15.34	13.64	15.73	16.51	11.67
13.16	12.90	11.84	11.72	9.79	8.81	15.83	15.91	9.54	15.05
9.36	11.04	10.31	13.93	9.65	17.26	12.52	10.75	10.13	10.53
13.51	10.75	11.15	12.32	13.45	13.53	14.02	16.12	12.56	13.04
13.96	14.54	10.50	8.41	8.03	9.82	12.42	15.16	12.42	13.94
11.81	11.93	15.36	14.90	12.81	11.55	15.70	14.04	9.90	12.86
14.24	9.25	14.85	10.15	10.16	15.61	12.16	11.25	17.93	10.17
11.82	10.83	13.74	9.80	13.18	11.17	9.41	11.29	13.74	13.99
16.00	12.65	13.19	10.83	13.10	10.14	15.03	12.54	11.92	13.81
12.42	10.32	9.45	12.74	8.68	9.95	13.21	9.47	16.02	12.18
11.38	14.03	10.97	13.90	13.24	12.39	8.95	15.58	11.13	11.15
11.88	15.04	14.50	13.28	14.18	15.81	11.38	10.07	15.75	11.17
12.348	**11.732**	**11.748**	**11.798**	**11.558**	**13.189**	**13.266**	**12.657**	**12.909**	**12.439**

ANOVA 1 : Chaque bivalve considéré comme un véritable réplicat

Source	Somme des carrés	Degré de liberté	Variance	Rapport de var.	P
Distance	492.34	3	164.11	39.46	<0.0001
Erreur	1647.04	396	4.16		

Somme des carrés	Degré de liberté	Variance	Rapport de var.	P
492,34	3	164,11	62,40	< 0,0001
42,13	16	2,63		
1604,91	380	4,22		

)nnage)

la distance est le terme d'erreur approprié dans l'analyse avec sous-échantillons.

Source
Distance
Erreur

ANOVA 3 Cages considérées comme des réplicats: valeures moyen

pour la croissance utilisées dans l'analyse

Source	Somme des carrés	Degré de liberté	Variance	Rapport de var.	P
Distance	24,62	3	8,21	62,40	< 0,0001
Erreur	2,11	16	0,13		

Le but de cet examen de la réplication est de démontrer que, pour l'ESEE, il peut être avantageux de déployer des cages-réplicats contenant plusieurs bivalves à chaque station et de considérer seulement le rendement moyen à l'intérieur de chaque cage. Cette approche permet en outre de compenser la perte éventuelle d'une ou de plusieurs cages et peut simplifier la construction et le déploiement des cages. Tant que la portée du test de l'hypothèse statistique demeure limitée à la vérification de différences significatives entre les zones (sans attribuer uniquement les effets à l'exposition à l'effluent), la réplication et l'analyse statistique sont valides.

On suggère, en règle générale, de déployer des cages de 20 sujets pour mesurer la survie et au moins cinq cages par station pour mesurer la croissance. Il convient d'utiliser une seule cage, et non cinq, par point d'ancrage, car celui-ci constitue l'unité de réplication statistique la plus appropriée. On incite toutefois les intervenants à explorer la puissance et la robustesse de plans d'étude potentiels en utilisant des données de synthèse (ou des données empiriques lorsqu'elles sont disponibles) comme partie intégrante du processus de planification de l'étude afin de déterminer le nombre minimum de sujets requis.

12.2.7.4 Moment et durée de l'étude

Le moment de l'étude doit répondre aux caractéristiques suivantes.

- Il coïncide avec une période de forte croissance dans les populations naturelles de sorte que la croissance soit la plus importante possible et que les différences observées dans le taux de croissance selon les traitements soient plus mesurables.

- Il ne coïncide pas avec une période de frai si les bivalves d'essai sont des adultes.

La durée d'exposition devrait être de 60 à 90 jours (voir l'examen de ce point dans Salazar et Salazar, 2000). Cette durée devrait être suffisante pour que les effets sur la survie et la croissance puissent se manifester.

12.2.7.5 Facteurs confondants ou de modification et mesures supplémentaires

Les résultats des études de bivalves en cage seront tributaires, au moins en partie, de facteurs naturels tels que la température, la disponibilité de la nourriture, d'autres propriétés physiques et chimiques du milieu d'essai, l'espèce choisie, la condition des organismes d'essai, la méthode d'exposition et les manipulations subies par ces organismes. Les zones d'exposition et de référence devraient être aussi similaires que possible en ce qui concerne les facteurs énumérés ci-après pour réduire le plus possible les différences confusionnelles. Il peut être utile de mesurer certains des facteurs pour faciliter l'interprétation des résultats. Ces facteurs sont présentés brièvement ci-dessous avec un examen plus détaillé dans la section 6 de Salazar et Salazar (2000).

La prise en considération du **cycle de vie** des organismes d'essai est essentielle au succès de l'étude. L'élément le plus important dont il faut tenir compte est le cycle de reproduction, car il peut interférer avec la croissance et entraîner une confusion des résultats. Il importe de mener les essais avec des sujets qui ne risquent pas de frayer durant la période d'exposition. Si l'on utilise des bivalves immatures, on ne rencontre pas ce problème.

La **température** du milieu récepteur peut influer sur l'assimilation des composés chimiques, la survie et la croissance. On peut surveiller la température de l'eau durant la période d'exposition pour déterminer son incidence possible sur les résultats de l'essai et pour évaluer la similarité des températures entre les zones. Les dispositifs de surveillance continue de la température sont peu coûteux (environ 100 à 120 dollars chacun) et faciles à trouver. On peut installer un dispositif de surveillance par station en le fixant à une cage.

Le **manque d'acclimatement** à la qualité de l'eau dans les zones d'essai peut causer des interférences. Il peut être nécessaire d'acclimater graduellement les sujets aux conditions d'essai, notamment si les conditions qui règnent au site de collecte sont très différentes de celles que l'on trouve dans les zones d'essai.

La **disponibilité de la nourriture** est importante parce qu'elle entre en jeu dans la survie, la croissance, la condition et l'assimilation des composés chimiques. On peut échantillonner la nourriture durant la période d'exposition pour faciliter l'interprétation des résultats. Les mesures peuvent comprendre un ou plusieurs des éléments suivants (selon le mode d'alimentation de l'espèce choisie) : chlorophylle-*a*, carbone particulaire ou organique, solides en suspension.

La **vitesse des courants** peut avoir un effet sur le taux de croissance des bivalves. Il est important que les chercheurs possèdent une compréhension générale de la configuration et de la vitesse des courants dans chaque zone et à chaque station pour faciliter l'interprétation des résultats. On peut envisager d'utiliser des courantomètres aux stations caractérisées par un régime simple. Par contre, là où il existe un régime complexe, les courants peuvent être difficiles à évaluer avec cette méthode. Dans ce cas, une compréhension qualitative des courants est suffisante.

La **salinité** revêt une importance particulière dans les zones estuariennes où elle peut varier de nulle près de l'embouchure du cours d'eau à 33 parties par millier à une courte distance de celle-ci. La salinité peut également varier dans la même proportion à certains endroits durant le cycle des marées. Dans ces situations, on devrait choisir une espèce qui présente une plage étendue de tolérance à la salinité, bien qu'il n'y ait aucune garantie que la survie ne sera pas affectée (voir Grout et Levings, 2000). On peut mesurer la salinité à chaque station en utilisant un dispositif de surveillance *in situ*. On devrait observer les conditions locales pour déterminer si des fluctuations de la salinité sont probables.

Les cages des bivalves peuvent s'encrasser en raison de la croissance d'organismes végétaux ou animaux dans les échancrures littorales très productives. L'**encrassement excessif** peut réduire ou interrompre la circulation de l'eau dans les cages, créant ainsi des conditions extrêmement stressantes pour les organismes d'essai. Si l'on prévoit de rencontrer de telles conditions, il importe de vérifier l'encrassement des cages durant la période d'exposition et retirer les organismes qui s'y sont fixés à la main ou à l'aide d'une brosse à poils durs.

La **variabilité des concentrations de produits chimiques** dans la colonne d'eau en raison de la présence de rejets intermittents peut compliquer l'estimation des concentrations dans la zone d'exposition. La surveillance des volumes rejetés et des concentrations d'indicateurs chimiques dans l'effluent durant la période d'exposition faciliteront l'estimation de l'exposition et l'interprétation des résultats. Par exemple, on peut mesurer les concentrations de produits chimiques dans les eaux réceptrices au début et à la fin de l'essai pour confirmer la présence ou l'absence d'effluent et d'autres influences chimiques dans la zone où sont installées les cages. On trouvera des renseignements sur les indicateurs chimiques à la section 2.2.2 du *Guide technique pour l'ESEE par les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1998) et la section 4.4.1.1.2 du *Guide technique pour l'ESEE par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2001).

12.2.7.6 Configuration des cages

On suggère d'utiliser des cages munies de compartiments individuels pour pouvoir suivre chacun des bivalves tout au long de l'étude. La largeur de maille devrait être aussi grande que possible pour permettre une circulation maximale de l'eau, mais suffisamment petite pour contenir les animaux d'essai. Les sujets sont placés dans les compartiments de façon à suivre la survie, la croissance et la condition pour chacun.

Salazar et Salazar (2000) décrivent diverses configurations de cages. On suggère d'utiliser des cages plates (c.-à-d. à deux dimensions), comme l'illustre la figure 1, car elles possèdent un certain nombre d'avantages pratiques (M. Salazar, comm. pers.), notamment :

- elles contiennent une couche unique de bivalves qui sont faciles à manipuler durant la préparation, le déploiement et la récupération;
- elles peuvent être facilement adaptées pour contenir un nombre variable de bivalves;

- elles peuvent être rapidement et facilement empilées dans un espace restreint durant la préparation et le transport vers les sites de déploiement.

Les tubes en PVC conviennent bien pour la fabrication des cages. Le PVC devrait être de très bonne qualité et utilisable dans l'eau. Les tubes devraient être trempés dans l'eau courante, douce ou salée, pendant au moins 24 heures avant leur utilisation pour le retrait des produits chimiques volatils ou solubles dans l'eau. D'autres matériaux sont décrits dans Salazar et Salazar (2000; section 9).

Les organismes d'essai seront placés dans des filets et séparés à l'aide d'attaches de plastique ou de tout autre matériau approprié. On devrait laisser suffisamment d'espace dans chaque compartiment pour permettre aux sujets de croître durant la période d'exposition.

Les dimensions finales des cages sont tributaires de la taille des organismes d'essai et du nombre de bivalves par cage. Habituellement, les cages destinées aux espèces comme les moules et les myes mesurent 10 à 15 cm de diamètre, avec une largeur de maille de 5 mm. Chaque filet devrait être suffisamment long pour contenir le nombre désiré de bivalves et pour permettre la fixation au cadre de PVC. La longueur du cadre devrait excéder de 5 cm celle des boudins en filet de bivalves, et sa largeur devrait dépasser de 5 cm de chaque côté du boudin adjacent au cadre.

Pour les déploiements de myes en milieu dulcicole, les chercheurs ont utilisé une grande variété de configurations de cages. Il incombe au responsable de l'étude de s'assurer que la configuration des cages convient à l'espèce choisie et au milieu récepteur.

12.2.7.7 Systèmes d'ancrage

Pour suspendre les cages dans la colonne d'eau, on peut les attacher à des lignes munies d'ancres ou de poids à l'extrémité inférieure (p. ex., des maillons de chaîne en fer) et de bouées de surface ou de subsurface à l'extrémité supérieure. Il importe de tenir compte des facteurs suivants au moment du déploiement des cages (tiré de Salazar et Salazar, 2000) :

- la disponibilité d'un bateau de taille appropriée pour le transport des cages, de leurs lignes d'ancrage, de leurs bouées et de leurs ancres;
- la hauteur des marées (pour s'assurer que les cages demeurent à la profondeur voulue tant à marée basse qu'à marée haute);
- la pente et la nature du fond (pour s'assurer que les cages ne glissent pas au bas d'une forte pente durant la période d'exposition);
- les activités récréatives et de navigation aux alentours des cages.

Un certain nombre de configurations de points d'ancrage sont décrites dans Salazar et Salazar (2000; section 9) et dans les rapports d'études pilotes (Applied Biomonitoring, 2000; Andrews et Parker, 1999). La figure 6 illustre un système d'ancrage pour une cage en forme

de cube (tiré de Andrews et Parker, 1999). Il peut être utile de fixer une ligne à chacune des cages pour faciliter la récupération à la fin de la période d'exposition.

12.2.8 Variables à mesurer

Les variables d'essai qui doivent être mesurées au cours des études de bivalves en cage menées dans le cadre de l'ESEE sont la survie, la croissance et la condition; elles sont décrites de façon plus détaillée ci-après. On trouvera au tableau 9 un modèle de rapport pour l'enregistrement des données brutes et des résultats relatifs à la survie et à la croissance. À l'heure actuelle, le comité scientifique de l'ESEE ne recommande pas la mesure de la condition reproductive pour les raisons exposées ci-après.

Les membres du comité scientifique de l'ESEE ne pensent pas que l'on dispose, à l'heure actuelle, de méthodes uniformes et à point pour l'évaluation de la condition reproductive des bivalves. Ils pensent qu'il faudra mener davantage de recherches et acquérir de nouvelles connaissances dans ce domaine avant de pouvoir intégrer ce type de mesure aux ESEE. Un exemple de mesure de la condition reproductive est l'indice gonadique utilisé par Mucklow (1996) pour des moules (*Mytilus edulis* et *Mytilus trossulus)* et par le Conseil du golfe du Maine sur le milieu marin (GMCME, 1992), également pour des moules. L'indice gonadique représente le ratio entre le poids sec des gonades et le poids humide des tissus (GMCME, 1992).

On trouvera dans Salazar et Salazar (2000; section 11) des indications sur la façon d'analyser les tissus des bivalves. L'analyse des concentrations de dioxines et de furannes dans les tissus peut être obligatoire pour les fabriques de pâtes et papiers si l'une ou l'autre des conditions suivantes s'applique :

a) les concentrations de dioxines et de furannes dans l'effluent ont excédé les limites prescrites dans le *Règlement sur les dioxines et les furannes chlorés dans les effluents des fabriques de pâtes et papiers*;

b) l'effluent a renfermé des concentrations mesurables de 2,3,4,8-TCDD ou de 2,3,7,8-TCDF au sens du *Règlement sur les dioxines et les furannes chlorés dans les effluents des fabriques de pâtes et papiers*;

c) un effet sur les tissus des poissons a été rapporté au cours du dernier cycle d'ESEE.

Les mines de métaux peuvent devoir mesurer les concentrations de mercure dans les tissus si la présence de cet élément a été décelée dans l'effluent au cours de sa caractérisation. On peut doser d'autres produits chimiques ou métaux (p. ex., le cadmium, le plomb ou le sélénium) dans les tissus des poissons selon les préoccupations que suscitent des sites particuliers.

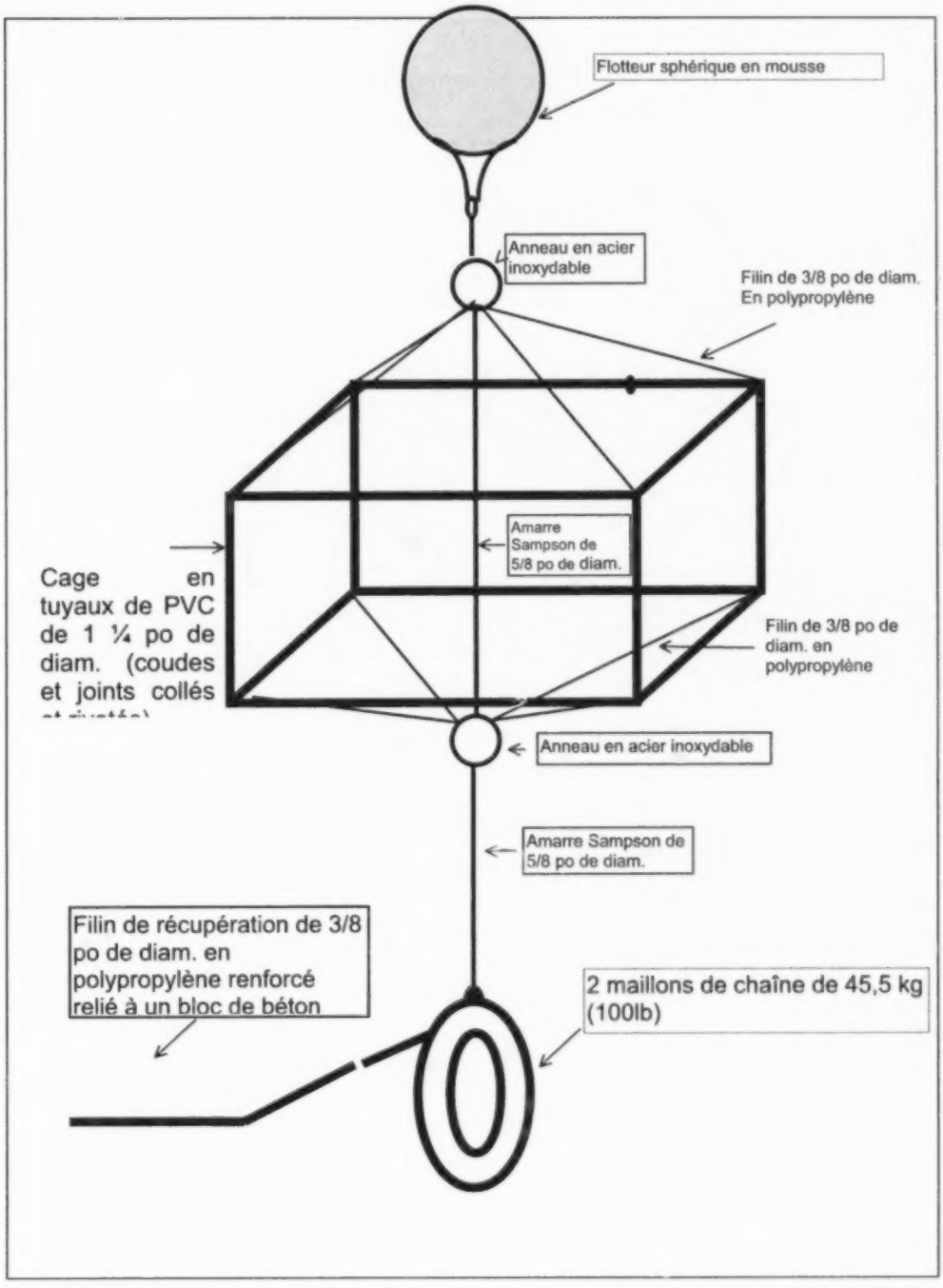


Figure 12-1: Exemple de système d'ancrage pour les bivalves

Tableau 12-9: Exemple de fiche de terrain pour l'enregistrement des données brutes sur la survie et la croissance

Fiche de données de terrain – Bivalves en cage

Zone d'étude _____ Numéro de la cage _____

Coordonnées : Latitude _____N Nbre de mollusques par cage _____

Longitude _____O

Date/heure de mise à l'eau _____ Date/heure de récupération _____

Nbre de jours d'exposition _____ Prof. de l'eau_____ Prof. de la cage _____

Numéro du mollusque	Longueur (à 0,01 mm près)	Longueur (à 0,01 mm près)	Poids humide du sujet (à 0,01 g près)	Poids humide du sujet (à 0,01 g près)	Poids humide des tissus mous (à 0,01 g près)
	Début	Fin	Début	Fin	Fin
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
16					
17					
18					
19					
20					

Nombre de mollusques vivants à la fin de l'essai _____ Taux de survie en % _____

Conditions ambiantes

Date	Heure	Température (°C)	Concentration d'oxygène dissous (mg/L)	Salinité (ppt)	Vitesse du courant (cm/s)	Direction du courant (degrés)

Travail exécuté par :

_____

Notes :

_____

_

12.2.8.1 Survie

La survie n'est pas un indicateur particulièrement sensible des effets sur les bivalves en cage, mais constitue un paramètre important à surveiller. On peut facilement la déterminer et la quantifier, bien qu'il soit possible que certains spécimens soient manquants à la fin de l'essai en raison de la décomposition des coquilles. Les coquilles des bivalves morts sont grandes ouvertes et ne se ferment pas en réaction au toucher ou au tapotement. La survie s'exprime en pourcentage de sujets vivants par cage à la fin de la période d'exposition.

12.2.8.2 Croissance

La croissance est une mesure de l'utilisation de l'énergie et constitue un indicateur sensible des effets; elle est facile à mesurer. On peut prendre plusieurs types de mesures de la croissance, et le choix d'une seule d'entre elles peut conduire à des résultats trompeurs. Les mesures de la croissance sont exposées au tableau 10.

Tableau 12-10: Mesures de la croissance

Mesure de la croissance	**Moment de la mesure**		**Instrument de mesure**	**Précision[2]**
	Début de l'essai	**Fin de l'essai[1]**		
Poids humide du sujet (y compris la coquille)	✓	✓	Balance de précision	0,01 g
Longueur de la coquille	✓	✓	Pied à coulisse (axe le plus long)	0,01 mm
Poids frais des tissus mous	✓ (sur un sous-échantillon sacrifié)	✓	Balance de précision	0,01 g

[1]Les mesures à la fin de l'essai ne doivent être prises que sur les sujets survivants.

[2]La précision est fondée sur des espèces de bivalves plus grandes comme les moules marines et les unionidés dulcicoles. Il peut être nécessaire de la réviser à la baisse pour les espèces d'essai de plus petite taille comme les sphaeriidés.

Les mesures du poids humide du sujet et de la longueur de la coquille sont non destructives et devraient être prises sur chaque individu au début et à la fin de l'essai. Le poids frais des tissus mous devrait également être mesuré au début et à la fin de l'essai. Toutefois, comme il s'agit d'une mesure destructive, on devrait la prendre, au début de l'essai, sur un sous-échantillon de bivalves provenant de la même population et affichant la même plage de tailles que les organismes d'essai. Pour les tissus mous, on devrait prendre la mesure du poids frais (le poids des tissus doit être mesuré aussitôt que possible après la fin de l'essai, lorsque les tissus sont encore frais et avant qu'ils ne soient congelés ou desséchés). Les poids (poids humide du sujet et poids frais des tissus mous) devraient être mesurés à l'aide d'une balance de précision (degré de précision de 0,01 g). Il importe de mesurer la longueur de la coquille en utilisant un pied à coulisse sur l'axe le plus long; la précision de mesure de l'instrument doit être de 0,01 mm. Il est à noter que la précision de ces mesures peut devoir être révisée à la baisse pour les espèces d'essai de plus petite taille.

La croissance peut être exprimée de plusieurs manières :

- croissance absolue : changement de valeur en termes absolus entre le début et la fin de l'essai;

- taux de croissance : changement de valeur en termes absolus par unité de temps (habituellement, on utilise des intervalles d'une semaine);

- croissance relative : (poids final – poids initial)/poids initial; on peut utiliser la croissance relative lorsqu'il existe une différence significative entre les poids initiaux des sujets dans plusieurs cages. La croissance relative est exprimée comme une proportion, de sorte qu'il peut être approprié de procéder à une transformation des valeurs en racine carrée de l'arc-sinus avant d'appliquer les tests statistiques. Green (1979; page 52) fournit des conseils utiles sur cette transformation en faisant remarquer que celle-ci n'est habituellement pas nécessaire pour les données de proportions qui se situent entre 0,3 et 0,7 et que, si elle n'est pas toujours utile, elle ne nuit probablement pas non plus aux résultats.

Il convient d'utiliser l'expression de la croissance la plus appropriée en fonction du plan d'étude et des caractéristiques propres à chaque site.

12.2.8.3 Condition

La condition est une mesure de la façon dont l'animal stocke son énergie. Comme on le décrit ci-après, on peut considérer plus d'une option pour calculer la condition. Il convient de noter que certaines de ces méthodes nécessitent la mesure de variables additionnelles à celles qui ont été énumérées à la section 12.2.8.2. Le choix de la méthode la plus appropriée pour calculer la condition est laissé à la discrétion des chercheurs.

Poids (poids humide du sujet, poids de la coquille sèche ou poids des tissus mous) par rapport à la longueur de la coquille

Ce rapport est analogue à l'indice de condition de Fulton (Ricker, 1975; Anderson et Neumann, 1996) utilisé en biologie des pêches. Il peut être caractérisé selon une formule classique d'une ligne droite (p. ex. dans Mackie et Flippance, 1983) avec une pente (C) et une ordonnée à l'origine (b) :

$$\log W = b + (C \times \log L)$$

Les valeurs élevées de C signifient que le bivalve en cause possède un poids tissulaire relativement important pour une longueur donnée, tandis que les valeurs basses peuvent indiquer que le sujet n'obtient suffisamment de nourriture ou a été soumis à des conditions de stress chronique qui l'ont empêché de s'épanouir. Cette méthode de caractérisation convient à l'évaluation de la condition des bivalves sauvages, chez lesquels la longueur des coquilles peut présenter des variations assez importantes. Elle n'est toutefois pas fiable dans le cas des bivalves en cage car les animaux ont été triés au début de l'essai pour l'obtention d'une longueur uniforme. Elle peut également ne pas convenir dans le cas des bivalves, car plusieurs facteurs environnementaux influent sur la longueur des coquilles et le poids des tissus (M. Salazar, comm. pers.).

Poids des tissus mous par rapport au poids de la coquille

Cette méthode de caractérisation utilise le poids des tissus mous et le poids de la coquille. On peut mener une analyse de variance ou, plus simplement, diviser le poids des tissus mous par le poids de la coquille. Grout et Levings (2000) ont mesuré la condition de moules bleues en calculant le ratio entre le poids des tissus et le poids de la coquille. Leurs résultats indiquent que la condition permet de distinguer des moules en cage situées dans une zone caractérisée par un taux de survie élevé (indice de condition variant de 1,1 à 1,42) de moules en cage situées dans une zone marquée par un faible taux de survie (indice de condition variant de 0,82 à 0,96).

Poids des tissus mous par rapport au volume de la coquille

Mucklow (1996; d'après Seed, 1968) a utilisé cette méthode pour calculer la condition en divisant le poids sec des tissus mous par le volume de la coquille, lequel est le produit de la longueur, de la largeur et de la hauteur. Dans une étude de populations de moules bleues sauvages, il conclut que les variations saisonnières de l'indice de condition fluctuent et sont

tributaires d'un certain nombre de facteurs naturels, notamment la disponibilité de la nourriture et les besoins physiologiques en énergie (Mucklow, 1996).

12.2.9 Méthodes à utiliser pour le début de l'essai, le déploiement et la récupération des cages et la fin de l'essai

Ces méthodes, décrites de façon détaillée dans Salazar et Salazar (2000; section 11), sont résumées ci-après.

12.2.9.1 Début de l'essai

La première étape consiste à trier les bivalves en fonction de la plage de tailles désirée. En choisissant des sujets qui présentent une relative uniformité de taille ou d'âge, les chercheurs peuvent être relativement confiants que ceux-ci présenteront un potentiel de croissance similaire. La détermination de l'âge de spécimens prélevés dans la nature peut s'avérer difficile, voire impossible, pour certaines espèces. On utilise donc la longueur pour choisir des bivalves qui présentent un taux de croissance similaire. Les conchyliculteurs commerciaux peuvent souvent fournir des bivalves d'un âge connu.

La plage de tailles retenue pour les organismes d'essai est fonction de l'espèce choisie, des stocks disponibles pour l'approvisionnement en animaux et de l'âge ciblé. On devrait choisir des organismes d'essai à l'intérieur d'une plage de tailles étroite. Certains ont choisi des bivalves présentant une relative uniformité de taille et les ont répartis au hasard dans les cages (p. ex., Andrews et Parker, 1999); d'autres ont utilisé diverses catégories de tailles et réparti les sujets dans les cages de telle sorte qu'il n'y ait aucune différence significative entre les cages en ce qui concerne la taille et le poids initiaux (voir Salazar et Salazar, 2000; section 11).

Il importe de conserver les organismes d'essai froids et humides au cours du tri pour éviter le stress, les dommages et les mortalités (voir la section 12.2.4.7). On devrait enregistrer la longueur de la coquille et le poids humide de chacun des sujets, qui devrait être placé dans un contenant de stockage temporaire (p. ex., un plateau à glaçons) étiqueté en fonction de l'emplacement particulier qu'ils occupera dans la cage. Cette procédure permet la répétition de la prise de mesure sur chacun des spécimens à la fin de l'essai. Enfin, on mesurera la longueur des coquilles, le poids humide, le poids des tissus et le poids des coquilles sur un sous-échantillon d'organismes d'essai sacrifiés (composé d'un nombre d'animaux approprié du point de vue statistique).

Aux fins du contrôle de la qualité, environ 10 % des mesures devraient être répétées et enregistrées par un chercheur différent. Il est préférable d'utiliser un tableur électronique pour l'enregistrement des mesures afin de réduire les erreurs de transcription. On peut aussi brancher les instruments de mesure (p. ex., le pied à coulisse et la balance de précision) au tableur électronique pour un contrôle de la qualité plus poussé.

Tous les organismes d'essai nécessaires pour remplir les cages, ainsi qu'un sous-échantillon destructeur destiné à la pesée des tissus mous, devraient être triés et mesurés avant leur déploiement. Ils sont alors répartis en boudins, avant d'être attachés aux cages. Salazar et Salazar (2000; section 11) fournissent un exemple de plan d'étiquetage et de distribution.

On peut mener une analyse de variance pour vérifier la similarité statistique des poids humides des sujets et des longueurs des coquilles entre les stations. Cette analyse peut être programmée dans un tableur électronique de sorte que les données puissent être analysées par cage et par station (si l'on prévoit déployer plus d'une cage par station). Si l'on trouve une différence statistiquement significative, les animaux d'essai devraient être redistribués pour éliminer cette différence. On pourrait alors peut-être avoir à rouvrir les boudins et les refermer à l'aide d'une attache de plastique.

12.2.9.2 Déploiement des cages

Il faudrait s'assurer de disposer d'un bateau approprié pour transporter et déployer toutes les cages, leurs lignes d'ancrage et leurs bouées en toute sécurité. On peut attacher les lignes d'ancrage et les bouées aux cages à bord, durant le transport vers le site. Une fois sur place, il faudrait repérer l'emplacement des cages à l'aide d'un système GPS ou de toute autre méthode fiable (p. ex., en utilisant des repères sur la rive à proximité). On peut effectuer des inspections régulièrement durant la période d'exposition (p. ex., en recourant à un plongeur autonome) pour vérifier la présence des cages, leur condition et leur propreté.

12.2.9.3 Récupération des cages et fin de l'essai

Pour récupérer les cages, on peut utiliser divers outils de repérage (p. ex., des systèmes GPS ou des sondeurs) et un grappin si elles ont été munies d'une ligne de récupération.

Salazar et Salazar (2000; section 11) fournissent des détails sur la fin de l'essai, qui sont présentés ici. Les bivalves de tous les filets de chacune des cages devraient être traités ensemble au site où l'on prévoit prendre les mesures. Il est essentiel de conserver l'ordre et l'orientation de chaque bivalve durant la prise des mesures de fin d'essai. Pour ce faire, on peut retirer les sujets des boudins et les placer dans des contenants étiquetés (p. ex., des plateaux à glaçons) pour faciliter la prise des mesures.

Cinq ou dix minutes avant la mesure des longueurs et des poids, il convient de placer les contenants dans un bac rempli d'eau propre. Si les animaux flottent, cela indique la présence d'air entre les valves des coquilles. Lorsque tous les animaux situés dans le(s) contenant(s) ont légèrement ouvert leurs valves et ne flottent plus (après cinq à dix minutes) on peut débuter la prise des mesures. On commence par la mesure des poids humides et des longueurs des coquilles, puis on décoquille soigneusement chaque individu et on enlève l'excédent d'eau à l'aide d'un papier buvard avant de procéder à la mesure des poids frais. Il convient de noter que, si l'on prévoit d'analyser les tissus pour déceler la présence de

produits chimiques, il faut prendre garde de ne pas introduire de contaminants provenant du papier buvard.

12.2.10 Analyses des données

Les analyses des données et l'interprétation des résultats devraient être adaptées au plan d'étude. Les études de moules en cage menées dans le cadre de l'ESEE visent à déterminer s'il existe des effets significatifs sur le biote à proximité des points de rejet des effluents. On peut atteindre ce but en utilisant un plan contrôle-impact (référence-exposition) ou encore un plan par gradient (régression), comme on l'a mentionné dans la section 1.4.1. Les procédures statistiques appropriées pour chaque mesure terminale (c.-à-d. la survie, la croissance et la condition) sont résumées dans le tableau 11.

Tableau 12-11: Résumé des procédures statistiques permettant l'analyse des paramètres dans les études de bivalves en cage

Type de réponse	Paramètre	Procédures statistiques
Survie	Survie	ANOVA
Utilisation de l'énergie	Croissance (longueur des coquilles)	ANOVA (analyse de régression pour les plans par gradient)
	Croissance (poids humide des sujets)	ANOVA (analyse de régression pour les plans par gradient)
	Croissance (poids frais des tissus mous)	ANOVA (analyse de régression pour les plans par gradient)
Stockage de l'énergie	Condition	ANOVA ou ANCOVA[1]
Bioaccumulation*	Chimie tissulaire*	Statistiques multivariées

*Dans le cadre des ESEE, la nécessité d'analyser ce paramètre est tributaire de facteurs propres à chaque site, mais celui-ci peut être utile pour l'interprétation des résultats.

La première étape consiste à produire des statistiques sommaires pour chaque paramètre (c.-à-d. le poids humide des sujets, la longueur des coquilles, le poids frais des tissus mous) et pour chaque cage ou station.

La deuxième étape vise à déterminer s'il existe des différences significatives entre les cages-réplicats pour chacun des paramètres mesurés avant le déploiement (s'ils n'ont pas été mesurés après la distribution et avant le déploiement). Pour ce faire, on évalue la normalité des données et l'homogénéité des variances.

La dernière étape consiste à appliquer le test statistique approprié au plan d'étude (voir le tableau 4). En général, on utilise des analyses de variance (ANOVA) et des tests de comparaisons multiples pour vérifier l'hypothèse et pour effectuer des comparaisons entre les stations. Pour les plans d'échantillonnage C-I et C-IM auxquels on associe respectivement des analyses de variance (ANOVA) et des analyses de covariance (ANCOVA), on trouvera des indications détaillées dans les sections 5.1.5.3 à 5.1.5.5 et 5.1.6.1 du *Guide technique pour l'ESEE par les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1998) et la section 5.16 du *Guide technique pour l'ESEE par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2001). Si l'on trouve une différence statistiquement significative, on peut utiliser un test de comparaisons multiples ou son équivalent pour des données non paramétriques afin de déterminer quelles stations sont différentes des autres. En général, on peut utiliser les analyses de régression linéaire et multiple (en effectuant la régression des variables sur la distance) pour établir des relations entre les variables le long du gradient d'exposition. Pour les analyses de covariance de la condition, les covariables seront fonction de la formule de calcul choisie.

12.2.11 Concentrations tissulaires

12.2.11.1 Dioxines et furannes

Si une fabrique doit mesurer les concentrations de dioxines et de furannes dans les tissus des poissons, on peut envisager de le faire chez des bivalves en cage. Il faut toutefois prendre certaines précautions lorsqu'on utilise cette approche, notamment :

- établir la durée d'exposition de sorte que les dioxines et les furannes puissent s'accumuler dans les tissus des bivalves à des concentrations décelables;
- tenir compte de la récolte éventuelle (commerciale ou récréative) de bivalves pour la consommation humaine dans la zone en question;
- s'assurer d'inclure, dans le plan d'étude, un nombre suffisant de bivalves pour obtenir la quantité de tissus nécessaire aux analyses.

Il est possible que, pour certaines fabriques, l'utilisation de bivalves en cage pour mesurer l'assimilation des dioxines et des furannes ne soit pas appropriée. Toute proposition visant à utiliser cette méthode pour la mesure des concentrations de dioxines et de furannes devrait recevoir l'approbation de l'agent régional d'autorisation.

12.2.11.2 Mercure

[Section non encore rédigée.]

12.2.11.3 Autres produits chimiques

Si une fabrique ou une mine particulière doit mesurer les concentrations tissulaires de certains produits chimiques pour évaluer leur biodisponibilité, il faudrait se reporter aux indications de Salazar et Salazar (2000; section 11) sur les plans d'échantillonnage et la manipulation.

12.2.12 Rapports

Les exigences relatives à l'assurance de la qualité (AQ) et au contrôle de la qualité (CQ) pour les études de bivalves en cage sont les mêmes que celles exposées dans la section 5.1.8 du *Guide technique pour l'ESEE par les fabriques de pâtes et papiers* (Environnement Canada, 1998) et la section 4.14 du *Guide technique pour l'ESEE par les mines de métaux* (Environnement Canada, 2001) et qui concernent les études de population de poissons. Les mesures d'AQ et de CQ s'appliquent aux composantes suivantes des études de bivalves en cage :

- plan d'étude;
- échantillonnage sur le terrain;
- traitement des échantillons et analyses en laboratoire;
- analyses des données;
- rapports.

12.2.13 Références

Anderson, R.O. and R.M. Neumann. 1996. Length, weight, and associated structural indices. Pp. 447-482. In: B.R. Murphy and D.W. Willis (eds.). Fisheries Techniques. Second Edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Andrews, S. and R. Parker. 1999. Draft Report (II). An Environmental Quality Evalutaion of Pictou Harbour, Nova Scotia, Using Caged Bivalves; *Mytilus edulis*. Prepared by Environmental Protection Branch of Environment Canada (Dartmouth, NS) for The Pictou Harbour Environmental Protection Project, New Glasgow, NS.

ASTM 2001. Standard Guide for Conducting In-situ Field Bioassays with Marine, Estuarine and Freshwater Bivalves, E-2122. American Society forTesting and Materials. Conshohocken, PA, pp. 1546-1575.

BC Research Inc. 1998. Methyl Mercury Impact Assessment for Nechako Reservoir Submerged Timber Salvage Operations: Caged Mussel Study. Prepared for Ministry of Environment, Lands and Parks, Environmental Protection – Skeena Region, Environmental Impact Section, Smithers, BC.

Beckvar, N., S. Salazar, M. Salazar and K. Finkelstein. 2000. An in situ assessment of mercury contamination in the Sudbury River, Massachusetts, using transplanted freshwater mussels (*Elliptio complanata*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1103-1112.

Clarke, A.H. 1973. The freshwater molluscs of the Canadian interior basin. Malacologia 13, (1-2): 1-509.

Clarke, A.H. 1981. The freshwater molluscs of Canada. National Museum of Natural Sciences, National Museums of Canada, Ottawa, ON. 446 pp.

Couillard, Y., P.G.C. Campbell, A. Tessier, J. Pellerin-Massicotte and J.C. Auclair. 1995a. Field transplantation of a freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, across a metal contamination gradient. I. Temporal changes in metallothionein and metal (Cd, Cu, and Zn) concentrations in soft tissues. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52: 690-702.

Couillard, Y., P.G.C. Campbell, A. Tessier, J. Pellerin-Massicotte and J.C. Auclair. 1995b. Field transplantation of a freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, across a metal contamination gradient. II. Metallothionein response to Cd and Zn exposure, evidence for cytotoxicity, and links to effects at higher levels of biological organization. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52: 703-715.

Courtenay, S.C., W.R. Parker and G.P. Rawn. 1998. Proceedings of a workshop to assess alternatives to the fish survey component of the environmental effects monitoring program for Canadian pulp and paper mills. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 2233: viii + 108 pp.

Day, K.E., J.L. Metcalfe and S.P. Batchelor. 1990. Changes in intracellular free amino acids in tissues of the caged mussel, *Elliptio complanata*, exposed to contaminated environments. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 19: 816-827.

Environment Canada. 2001. Metal Mining Guidance Document for Aquatic Environmental Effects Monitoring. Environment Canada. Hull, Québec (draft).

Environment Canada. 1998. Pulp and Paper Technical Guidance for Aquatic Environmental Effects Monitoring EEM/1998/1.

Freeman, K.R., K.L. Perry, T.G. DiBacco and D.J. Scarratt. 1994. Observations on two Mytilid species from a Nova Scotian mussel farm. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1969.

GMCME (Gulf of Maine Council on the Marine Environment). 1992. Evaluation of Gulfwatch 1991 Pilot Project of the Gulf of Maine Marine Environmental Monitoring Plan. Gulf of Maine Council on the Marine Environment, State Planning Office, August, ME.

Goldberg, E.D., V.T. Bowen, J.W. Farrington, G. Harvey, J.H. Martin, P.L. Parker, R.W. Risebrough, W. Robertson, E. Schneider and E. Gamble. 1978. The Mussel Watch. Environ. Conserv., 5(2): 101-125.

Green, R.H. 1979. Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. John Wiley & Sons, Toronto, ON. 257 pp.

Grout, J.A. and C.D. Levings. 2000. Effects of acid mine drainage from an abandoned copper mine, Britannia Mines, Howe Sound, British Columbia, Canada, on transplanted blue mussels (*Mytilus edulis*). Marine Environmental Research, 51(3): 265-288.

Hinch, S.G. and R.H. Green. 1989. The effects of source and destination on growth and metal uptake in freshwater clams reciprocally transplanted among south central Ontario lakes. Can. J. Zool., 67: 855-863.

Hornbach, D.J., T.E. Wissing and A.J. Burky. 1982. Life-history characteristics of a stream population of the freshwater clam *Sphaerium striatinum* Lamarck (Bivalvia: Pisidiidae). Can. J. Zool., 60: 249-260.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplcation and the design of ecological field experiments. Ecol. Monog., 54: 187-211.

Jernelov, A. 1996. The International Mussel Watch: A global assessment of environmental levels of chemical contaminants. Sci. Tot. Environ., 188 (Suppl. 1): 37-44.

Mackie, G.L. 1978a. Effects of pollutants on natality of *Musculium securis* (Bivalvia: Pisidiidae). The Nautilus, 92 (1): 25-33.

Mackie, G.L. 1978b. Are sphaeriid clams ovoviviparous or viviparous? The Nautilus, 92: 145-147.

Mackie, G.L., S.U. Qadri and A.H. Clarke. 1974. Development of brood sacs in *Musculium securis* Bivalvia: Sphaeriidae. The Nautilus, 88: 109-111.

Mackie, G.L. and L.A. Flippance. 1983. Growth dynamics in *Sphaerium rhomboideum* (Bivalvia: Pisidiidae). Can. J. Zool., 61: 868-873.

Malley, D.F., A.R. Stewart and B.D. Hall. 1996. Uptake of methyl mercury by the floater mussel, *Pyganodon grandis* (Bivalvia, Unionidae) caged in a flooded wetland. Environ. Toxicol. Chem., 6: 928-936.

McMahon, R.F. 1991. Mollusca: Bivalvia. In J.H. T.G. Horp and A.P. Covich (eds). Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press Inc., San Diego, California. Pp. 315-399.

Metcalfe-Smith, J.L., R.H. Green and L.C. Grapentine. 1996. Influence of biological factors on concentrations of metals in the tissues of freshwater mussels (*Elliptio complanata* and *Lampsilis radiata radiata*) from the St. Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 205-19.

Mucklow, L.C. 1996. Effects of season and species on physiological condition and contaminant burdens in mussels (*Mytilus edulis L.* and *Mytilus trossulus G.*): implications for mussel watch programs. Thesis submitted in partial fulfillment of requirements for Master of Environmental Studies, School for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, Halifax, NS.

Newell, R.I.E. 1989. Species Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (North and Mid-Atlantic) – Blue Mussel. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 82 (11.102). US. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4.

Nichols, S.J. 2000. Nonindigenous Species Research and Outreach. Life History and Ecological Requirements of the Zebra Mussel – North American Experience Through 1992. http://www.nsgo.seagrant.org/research/nonindigenous /zmlifehistory.html.

O'Connor. 1992. Recent trends in coastal environmental quality: Results from the first five years of the NOAA Mussel Watch Project. Washington, DC. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), National Ocean Service.

Paine, M.D. 2000. EEM Design. Short-Course presented at the 27th Annual Aquatic Toxicity Workshop, October 1-4th, St. John's, NF.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin 191. Department of the Environment and Fisheries and Marine Service. Ottawa, ON.

Salazar, M. 2001. Applied Biomonitoring, Seattle, WA. Personal Communication via conference call, March 2001.

Salazar, M.H. and S.M. Salazar. 1995. In situ bioassays using transplanted mussels: I. Estimating chemical exposure and bioeffects with bioaccumulation and growth. Pp: 216-241. In: J.S. Hughes, G.R. Biddinger and E. Mones (eds). Environmental Toxicology and Risk Assessment – Third Volume. American Society for Testing and Materials (ASTM), Philadephia, PA.

Salazar, M. and S. Salazar. 2000. Standard Guide for Conducting In-Situ Field Bioassays with Caged Marine, Estuarine and Freshwater Bivalves. (Draft dated November 17, 2000). American Society for Testing and Materials (ASTM), Philadelphia, PA. Accepted for publication in 2001.

Sandusky, M.J. and R.E. Sparks. 1979. Investigations of declines in fingernail clam (Musculium transversum) populations in the Illinois River and Pool 19 of the Mississippi River. Bull. Amer. Malacol. Union Inc., 1979: 11-16.

Seed, R. 1968. Factors influencing shell shape in *Mytilus edulis* L. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 48: 561-584.

Skidmore, D. and K.K. Chew. 1985. Mussel aquaculture in Puget Sound. Washington Sea Grant Publication, Seattle, Washington.

Stephenson, M. and G.L. Mackie. 1981. Effects of 2, 4-D treatment on growth and survival of fingernail clams (Bivalvia: Pisidiidae) in artificial pond ecosystems. Bull. Amer. Malacological Union, 1981: 19-22.

Stewart, P.L. 1994. Environmental requirements of the blue mussel (*Mytilus edulis*) in Eastern Canada and its response to human impacts. Can. Tech. Rep. Fisheries Aquat. Sci., 2004. 41 pp.

Stewart, R. and D.F. Malley. 1997. Technical evaluation of molluscs as a biomonitoring tool for the Canadian mining industry. Aquatic Effects Technology Evaluation (AETE) Program Project 2.3.1. Sponsored by Canada Center for Mineral and Energy Technology (CANMET) and the Mining Association of Canada (MAC).

Virginia Tech. 2000. Fish and Wildlife Information Exchange, Conservation Management Institute, Species Profile. Blacksburg, VA. (**Error! Bookmark not defined.**, Virginia Tech.

Waldock, M.J., J.E. Thain and M.E. Waite. 1996. An assessment of the value of shell thickening in *Crassostrea gigas* as an indicator of exposure to tributyltin. Pp. 219-237. In: M.A. Champ and P. F. Seligman (eds). Tributyltin: Environmental Fate and Effects. Chapman and Hall, London.

Williams, J.D., M.L. Warren Jr., K.S. Cummings, J.L. Harris and R.J. Neves. 1993. Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada. Fisheries, 18 (9): 6-22.